

Påverkan av torvbrytning på fem vattendrag i Gävleborgs län



Magisterexamen, 20 poäng.

av

Markus Karlsson

Institutionen för miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Handledare: Stefan Löfgren och Joakim Dahl

Påverkan av torvbrytning på fem vattendrag i Gävleborgs län

ISSN 1403-977X

Abstract

Between 1984 and 2006, water samples from the recipients to five different peat mines in north-central Sweden were collected. Samples were taken before and after the sedimentation dams as well. For comparison, samples were also obtained from nearby reference waters. Different chemical constituents including leaching of phosphorus and nitrogen, suspended solids, pH, conductivity, alkalinity, and colour were analyzed. Influences on the recipient water quality were found at all five peat mines. Nitrate was the only parameter that showed a statistically significant increase at all sites. Swedish Environmental Protection Agency classification system also indicated higher nitrogen classes downstream of all of the peat mines. The remaining parameters showed some statistical significance within each mine, but parallels could not be drawn between mines. Hydrology and the degree of peat humification appear to influence the water quality.

Summary

During the past 20 years, data from five peat mines in north-central Sweden were collected. The analytical results have been compiled into a database. This project aimed at analyzing the data and assessing the environmental impact of peat mining on the recipient waters. Specifically, focus was put on the chemical and physical parameters such as nitrogen, phosphorus, ammonium, organic carbon, pH, alkalinity, conductivity, colour, and suspended material.

The collected water samples were obtained from reference streams unaffected by the peat mine, drainage water from the peat mine just prior to and after the sedimentation dams as well as from the recipient streams further downstream. Tukey HSD test was used for analyzing statistical differences ($p < 0.05$) in the water quality between sampling sites at each peat mine. The recipients were characterized according to the Swedish Environmental Protection Agency classification system.

Downstream the peat mines, the recipients had a greater buffering capacity (alkalinity), a higher pH and higher levels of nutrients (phosphorus and nitrogen). Total organic carbon (TOC), conductivity and suspended material varied between mines whereby no conclusions can be drawn on the effects of peat excavation. Analyses made with the Swedish Environmental Protection Agency classifications system also indicated higher nitrogen classes downstream of the peat mines.

An assessment of the monitoring program methods indicated non-optimal localization of some of the sample stations and too few sampling occasions for describing the annual water quality variations. In general, runoff measurements were lacking.

Sammanfattning

Under de senaste 20 åren har vattenprover insamlats från fem torvtäkter i Gävleborgs län. Provtagningen har ingått i ett kontrollprogram för respektive takt med målsättningen att belysa torvbrytningens påverkan på vattendragen nedströms. De vattenkemiska parametrar som analyserats är totalkväve, ammonium, nitrat, totalfosfor, fosfat, COD, pH, alkalinitet, konduktivitet, färg och suspenderat material.

Vattenproverna har insamlats i inlopp/utlopp till torvtäkternas sedimentationsdammar, med syftet att visa dammarnas förmåga att fastlägga (retention) olika ämnen. Prover har också tagits i vattendragen innan och efter sammanflödet med torvtäktens dräneringsvatten, för att belysa eventuella vattenkemiska förändringar i recipienten. Analyser av statistiska skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna har gjorts med Tukey HSD test. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder av sjöar och vattendrag använts har använts för att klassificera skillnader i vattenkvalitet mellan provpunkterna.

Resultaten visar att torvtäkternas recipienter uppvisar en högre buffertkapacitet (alkalinitet) och pH jämfört med de av torvtäkt opåverkade vattendragen. För näringsämnena kväve och fosfor återfanns högre halter i recipient, vilket visar att torvtäkterna har en gödande effekt. Påverkan på övriga kemiska parametrar varierade mellan torvtäkterna och därför kan inga generella slutsatser dras. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar att torvtäkterna göder recipienterna så att tillståndsklassen för kväve ökar.

Kontrollprogrammets utformning uppvisar vissa brister i provtagningspunkternas lokalisering och nya lägen har därför föreslagits. En annan svaghet i kontrollprogrammen är att provtagningsfrekvensen är låg och att tillfälligt höga vattenflöden inte med säkerhet fångas upp av mätningarna. Vid dessa tillfällen kan stora mängder näringsämnen och suspenderat material potentiellt lämna torvtäkterna obemärkt. Avrinningen från takten bestäms vanligtvis inte.

Innehållsförteckning

Abstract	1
Summary	1
Sammanfattning	2
Innehållsförteckning	3
Inledning	4
Syfte	4
Hypotes	4
Torv och torvtäkter	5
Vad är torv, myr, kärr och mosse?	5
Brytningsmetoder och användningsområden för torv	5
Torvmarkens hydrologi	6
Dränering av torvmark	7
Allmän påverkan på ytvatten i samband med torvbrytning	8
Vattenkemiska effekter av torvtäkt	9
Syrgas	9
pH	9
Organiskt material (humus)	10
Kväve	11
Fosfor	11
Vattenkemiska effekter av sedimentationsdammar	12
Material och metoder	14
Utförande och avgränsningar	14
Provtagningspunkter i utsläpps- och recipientkontrollen	14
Beskrivning av torvtäkterna	14
Torvtäckernas geografiska läge i Gävleborgs län	15
Karinmossen	16
Norrbomuren	17
Skråttmyran	18
Stormyran-Sidskogen	19
Näsmyran	20
Vattenkemisk data	21
Statistiska bearbetning och bedömning av vattenkemisk status	21
Resultat	22
Karinmossen	22
Norrbomuren	24
Skråttmyran	26
Stormyran-Sidskogen	28
Näsmyran	30
Diskussion	33
Provpunkternas placering	33
Mätprogrammets utformning	33
Sedimentationsdammarnas funktion	34
Torvtäckernas påverkan på recipienterna	34
Vattenkvaliteten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999)	36
Sammanfattade förslag till förändringar av kontrollprogrammen	37
Referenser	38
Bilagor	40

Inledning

En storskalig dränering av torvmarker har gjorts i norra Europa efter andra världskriget och ända fram till 1970-talet, under denna period dränerades ungefär 12 miljoner hektar torvmark i första hand för skogsbruk. Innan andra världskriget skedde i mindre omfattning utdikningar av torvmarker för jordbruk. De senaste årtiondena har torvmarkerna huvudsakligen dikats ut för torvbrytning (Klöve, 2001). Under 2005 bröts det energitorv i 13 av Sveriges län. Den största produktionen skedde i Jönköpings, Jämtlands och Gävleborgs län, med en produktion på över 300 000 kubikmeter (www.scb.se). Sverige har ca tio miljoner hektar torvmark med varierande tjocklek på torvlagren. Ungefär 5 miljoner av den ytan utgörs av produktiv skogsmark, där ca 3 miljoner hektar är dikad torvmark med ett torvlager på minst 30 cm. För att kunna räkna torvmarken som en potentiell torvtäkt bör torvens djup vara mer än 1 m (Hånell, 2006).

Myren som torvtäkterna anläggs på dikas och det levande växtskiktet tas bort innan torvbrytningen påbörjas. Dikningen medför att grundvattenytan sänks och att en oxidation av torvskiktet ovan grundvattenytan sker. Torvtäktens naturliga växtupptag av näringsämnen och vatten upphör när det levande växtskiktet tagits bort (Westling, 1991). Dräneringsvattnet från tekten leds till sedimentationsdammar vars huvudsakliga uppgift är att utsedimentera partikulärt material. Vattnet släpps sedan vidare ut i recipienten. Recipienterna utgörs av vattendrag eller sjöar.

I Gävleborgs län bryts torv på 18 torvtäkter. Kontrollprogram för fem av dem togs fram 1984 av länsstyrelsen, vilka reviderades 1987 och 1995. Kontrollerna innefattar både utsläpps- och recipientkontroll. Kontrollprogrammen ska ge tillräcklig information för att bedöma sedimentationsdammarnas avskiljningseffekt (prover insamlas före och efter sedimentationsdammarna) och för att bedöma påverkan i recipienten (prov insamlas från opåverkade och påverkade lokaler). De fem täkterna är Näsmyran, Skråttmyran, Stormyran-Sidskogen, Norrbomuren och Karinmossen östra, vilka också är de torvtäkter som kommer att behandlas närmare i detta arbete.

Syfte

Den primära målsättningen för arbetet har varit att undersöka om torvbrytning vid de fem täkterna leder till någon förändring av vattenkemin i de recipienter som påverkas av torvtäkternas dräneringsvatten. Tillstånd och påverkan har även klassats med hjälp av Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Utformningen av kontrollprogrammen har studerats med syfte att lämna förslag till eventuella förbättringar.

Hypotes

Min hypotes har varit att det inte föreligger någon statistisk signifikant skillnad i vattenkemin mellan provpunkterna inom samma torvtäkt. Saknas signifikant skillnad mellan recipient och referens visar det att man inte kan påvisa vattenkemisk påverkan av torvtäkterna, i varje fall inte med de använda mätmetoderna. Statistiskt säkerställda skillnader mellan provpunkterna indikerar däremot att torvtäkterna ger vattenkemisk påverkan.

Torv och torvtäkter

Vad är torv, myr, kärr och mosse?

Torv är beteckningen på ett mer eller mindre nedbrutet växtmaterial som har ansamlats i fuktiga miljöer. Torv bildas i områden med syrebrist och där vattentillgången är riklig, vilket gör att en fullständig nedbrytning av det organiska materialet inte sker. Torvens kemiska innehåll beror på vad som tillförs torvtäkten från luft och mark. Nedbrytningsgraden (humifieringsgraden) av torven, påverkar också torvens kemiska sammansättning. En låghumifierad torv (organiskt material i tidigt nedbrytningsskede) innehåller en större andel cellulosa medan en höghumifierad torv (organiskt material i sent nedbrytningsskede) innehåller mer humussubstanter (www.torvforsk.se). En vanlig uppbyggnad av en torvmark är ett övre lager av låghumifierad vitmossetorv och ett nedre lager som består av mer eller mindre väl humifierad kärrtorv (starrarter). Myren tillväxer på höjden från ytan med cirka 0,5 mm per år. Torvmäktigheten kan bli upp till några meter, i undantagsfall mer (Möre, 2003). I Sverige är medelmäktigheten 1,7 m och 8 % av torvmarkerna har en mäktighet på mer än 5m och maxdjupet i svenska torvmarker är 18 m (Lundin, 2006)

Myrar bildas när sjöar växer igen och de kan indelas i mossar och kärr. En myrmark som har kärrvegetation tillförs partiklar och mineraler med yt- och grundvattnen som ansamlas i myren. Kärrret innehåller till stor del de ämnen som naturligt finns i markerna omkring myren. Ämnessammansättningen i myren kan variera både lokalt och regionalt. En ombrogen (nederbördsförsörd) mosse innehåller oftast mycket låga halter av ämnen från de omgivande markerna och små variationer uppvisas både lokalt och regionalt. Mossarnas övre lager får sina näringsämnen till stor del från regnvatten vilket leder till att mossområdena blir näringsfattiga. På grund av att mossarna får sina näringsämnen från nederbörden kan de mänskliga utsläppen som skett under de senaste århundradena spåras i torvmarkernas ytskikt. (www.torvforsk.se). Oftast består torvmyrarna av en kombination av mosse och kärr. Ett blött kärrområde (lagg) återfinns ofta runt mossmarken.

Brytningsmetoder och användningsområden för torv

På torvtäkter bryts vanligtvis block- stycke- eller frästorv. Blocktorven bryts i fuktiga block 30x30x60 cm. Blocken får därefter ligga och torka på torvtäkten till nästa vår. Torvblocken används som odlingssubstrat (www.torvproducenterna.se). Stycketorven bryts fuktig och torven formas till cylinderformade stycken som används till energitorv. Dessa är i regel 10-20 cm långa med en diameter på 6-8 cm. Frästorven bryts genom att man fräser torvtäktens yta så att den får ett finfördelat och lätt torkat torvsubstrat. När den frästa torven torkat skrapas den samman till strängar på täkten för att samlas upp och användas som energitorv eller odlingstorv (www.rasjotorv.se). Översta torvlagren består ofta av vitmossetorv som är låghumifierad och har en hög andel porer vilket ger den bra egenskaper som odlingssubstrat (www.torvforsk.se). På en säsong hinner man normalt med 3 skördar på en täkt där stycketorv bryts och 12 skördar på en frästorvtäkt under gynnsamma förhållanden (www.rasjotorv.se).



Bild 1: Stycketorv Karinmossen.

(Foto: Markus Karlsson)

Torvmarkens hydrologi

Myrens förmåga att leda vatten varierar mycket i vertikalled på grund av torvens fysiska egenskaper. De översta torvlagren med låg humifieringsgrad har en stor andel porer (~ 97 % porositet). Vissa av porerna är sammanbundna med varandra, s.k. makroporer, som snabbt kan transportera undan vatten. Den djupare, höghumifierade torven har färre porer (~85 % porositet) (Grip och Rhode, 2000). När torv bryts ned minskar andelen stora porer och andelen små porer ökar. Det innebär att andelen vatten som blir hårdare bundet än vissningsgränsen (vatten som är så hårt bundet till jorden att växterna inte kan tillgodogöras sig det, motsvarande ett undertryck på ca 150 m vattenpelare) ökar från ca 5 % till ca 20 % mellan låg- och höghumifierad torv. I en torv finns 20 – 30 volymprocent vatten inneslutet i döda växtceller och i andra mer eller mindre slutna porer. Ytterligare 5-10 volymprocent av vattnet är adsorptivt bundet, vilket innebär att omsättningstiden för huvuddelen av vattnet blir lång, medan uppehållstiden för det vatten som deltar i avrinningen blir relativt kort när den låghumifierade torven mättats. Skillnaden i fältkapacitet (den största vattenhalt marken förmår hålla kvar mot gravitationen efter fri dränering) mellan låg- och höghumifierad torv är stor. Torv av låg humifieringsgrad har en vattenhalt vid fältkapacitet på ca 30 % medan den höghumifierade har en fältkapacitet på drygt 60 % (Grip och Rhode, 2000).

Efter att tåkterna dränerats och blivit körda på med maskiner ett tag, blir torven komprimerad (Klöve, 2001). Genom skörd av de övre torvlagrarna kommer den höghumifierade torven närmare markytan. Den höghumifierade torven innehåller mycket vatten och mättas snabbt vid nederbörd, vilket kan leda till att ytavrinning uppstår (Simonson, 1987).

Dränering av torvmark

För att effektivt kunna bryta torv måste grundvattennivån i tåkten sänkas genom dränering. Vanligt är att dikena grävs ca 1,2 m djupa med ca 20 meters mellanrum (tegdike) för att avvattna tåkten. Inkommande vatten från omgivningen skärs av med kringliggande diken (täktdiken) runt torvtäkten (Klöve, 2001). Hur diken är utformade och hur långa och djupa de är har betydelse för hur mycket suspenderande material som transporteras från tåkten (Joensuu m.fl., 2002). Grävs djupa långa diken med branta kanter som skär ner i underliggande mineraljord medför det en ökad risk för erosion av både oorganiskt och organiskt material och framförallt om det underliggande lagret är lättroderat (Marja-Aho och Koskinen, 1989). Andelen suspenderat material från torvtäkten är vanligtvis betydligt högre än vad man observerat på torvmark dränerad för skogsbruk (Klöve, 2001). Minerogent material sedimenterar oftast i vattendrag nedströms torvtäkten och omlagras successivt, medan organiskt material transporteras längre och sedimenterar i lugna vattenområden (Simonson, 1987).



Bild 2: Täckdike Karinmossen.

(Foto: Markus Karlsson)

Dikningen av torvtäkten innebär att avrinningen ökar till dess att den nya grundvattenytans nivå stabiliserats. I samband med dikning av kärr kan avvattningseffekten motsvara ca en års avrinning innan den nya dräningsnivån nåts. Med andra ord även om inte halterna ökat nämnvärt så har ändå mängden näringsämnen och material som blivit urlakad ökat, på grund av en ökad avrinning det första året (Marja-Aho och Koskinen, 1989). Ämnesurlakningen påverkas också av storleken på avrinningsområdet. Desto mindre avrinningsområde ett dike avvattnar desto mindre kraftiga flöden uppstår i diket. På arealer < 100 ha är vattenmängderna i diken måttliga även under flödesepisoder, vilket gör att erosionsrisken är mindre än i utloppsdiken i stora enhetliga produktionsområden. För erosion är dock vattnets hastighet viktigare än vattenmängden. En mindre vattenmängd med hög hastighet kan skapa turbulens som transporterar material från diket botten till vattendraget nedströms. Erosion påverkar 0-3 år efter dikning, därefter är den största delen av det

eroderbara materialet bortforslat, och en återhämtande växtlighet börjar binda marken i dikeskanterna (Marja-Aho och Koskinen, 1989). Vid en ökad avdunstning ökar koncentrationen av de ämnen som finns i vattnet (Grip & Rodhe, 2000). Om tegdiken grävs så djupa att de tränger igenom de täta höghumifierade lagren i torvtäktens botten, kan en ökad avrinning av grundvatten från underliggande akviferen uppstå. Detta kan förändra hela avrinningsmönstret från området (Simonson, 1987).

Allmän påverkan på ytvatten i samband med torvbrytning

Hur utdikningen av torvmarken påverkar vattenkvalitén i det avrinnande vattnet beror på många faktorer t.ex. av kärrtyp, torvqualität, torvskiktets tjocklek och dikesdjup (Marja-Aho och Koskinen, 1989). Hur mycket detta sedan påverkar recipienten beror på kvalitén och mängden avrinningsvatten samt hur recipienten är utformad med avseende på djup, volym, form, genomströmningstid och recipientens egen vattenkvalité. En liten del av den belastning som ett redan humushaltigt vattendrag tål, skulle kunna försämra vattenkvalitén i klara små insjöar. Effekten av torvbrytning på recipienten kan många gånger vara stor eftersom man förorenar vatten som har liten påverkan av andra föroreningar (Klöve, 2001).

Generellt kan man säga att torvbrytning påverkar recipienter genom (Simonson, 1987, Klöve, 2000, 2001):

- grumling
- förändring i vattenfärg och ljusklimate
- ökad syrgastäring
- förändringar i bottensubstrat
- försämrade reproduktion för fisk
- minskad biodiversitet med avseende på bottenfauna
- övergödning

I Finland dikades ett område på 40 ha och vattnet leddes till en närliggande kedja av små tjärnar, vilka tidigare inte varit påverkade av vatten från myrar med torvbrytning. Till följd av detta höjdes humus- och näringshalterna i tjärnarna avsevärt. Det som ökade mest var vattnets nitrathalt, i genomsnitt ökade den 20-30 gånger. I flera andra studier som gjorts i Finland fanns inte någon påverkan på recipienten. I dessa fall utgjorde torvtäkterna ofta en liten andel av avrinningsområdets totala yta (Marja-Aho och Koskinen, 1989). Vanligtvis finns de största förändringarna i vattenkemin i torvtäckernas utsläppspunkt. Därefter sker oftast en utspädning i recipienten. I vissa fall kan dock högre halter uppvisas nedströms och främst för parametrarna pH, alkalinitet och nitrat (Simonson, 1987)

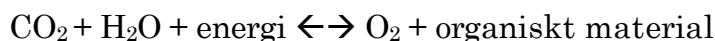
För nordiska, humusrika vatten är ammonium en faktor som kan begränsa alg tillväxten (Klöve, 2001) och näst efter suspenderat material är ökade halter av ammonium den mest påtagliga effekten av torvbrytning. Suspenderat material ger upphov till sedimentation nedströms torvtäkten som kan påverka reproduktionen för fisk, bottenfaunan (Klöve, 2001), övergödning och därmed en ändrad biodiversitet (Klöve, 2000). Studier i en bäck nedströms torvtäkten Miltramossen visade på en omfattande uttransport av både organiska och minerogena partiklar. De minerogena

partiklarna sedimenterade snabbt i bäckens lugnare partier. Ökande fosforhalter gav upphov till en växande algflora både till antal individer och arter. I samband med hög transport av mineralpartiklar som sedimenterade, minskades bottenfaunans diversitet. Där inte en sedimentation av mineralpartiklar skedde visade bäcken nedströms torvtäkten upp en högre andel biomassa än uppströms täkten. Bassängförsök med höga halter suspenderade torvpartiklar i vattnet, har visat att tillväxten för knottlarver och utvecklingen för sländlarver påverkats negativt. (Westling och Bengtsson, 1991).

Vattenkemiska effekter av torvtäkt

Syrgas

En effekt av torvbruk är att recipienten tillförs syreförbrukande substanser. Syrgas kan både tillföras och förbrukas genom biologisk aktivitet, den generellt grundläggande formeln för fotosyntes (syrgasproduktion) och respiration (syrgasförbrukning) är



När reaktionen går till höger produceras syre när den går mot vänster förbrukas syre. Under den mörkare delen av året sker ingen större primärproduktion i sjöar och vattendrag. Om humusinslaget och andelen dött organiskt material är högt i vattnet sker dock en fortlöpande nedbrytning även under vinterhalvåret. Konsekvensen blir att halten syrgas i vattnet minskar kraftigt fram till våren (Broberg och Jansson, 1994). Från skogsdikning av torvmarker uppmättes en ökad syrgastäring med 30 % (Simonson, 1987).

pH

Nedbrytning under syresatta förhållanden innebär en oxidation av det organiskt materialet, varvid ett stort antal hydroxyl- och karboxylsyragrupper bildas. Vätejoner i syragrupperna är löst bundna och kan lättfrigöras, d.v.s. de utgör syrorna i torven. Dessa kan fungera som jonbytare mellan vätejoner och baskatjoner (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}). En större andel baskatjoner ger ett högre pH. När vitmossor växer bildas ureonsyra, vilka är utmärkta jonbytare som kan fånga upp baskatjoner ur mycket svaga lösningar i t.ex. nederbörd. (Grip och Rodhe, 1994) När organiska material i myrmarken bryts ner frigörs ett stort antal baskatjoner (Prévost m.fl., 1999). Generellt kan utdikning av boreala torvtäkter höja pH (Åström m.fl., 2001), ökningen sker oftast med ungefär en enhet (Prévost m.fl., 1999).

Förändringar av pH i dräneringsvatten från torvtäkter uppstår i samband med höga flöden. Det är nederbördens låga jonstyrka och buffertkapacitet som skapar variationer. Vid kraftig nederbörd eller snösmältning kan torvtäktens dikessystem snabbt transportera stora mängder ytligt grundvatten till recipienten vilket kan sänka pH markant (Lundin och Bergquist 1990). När flödet ökar så sjunker vattnets alkalinitet vilket resulterar i att pH sjunker när buffringsförmågan mot vätejoner blir sämre (Åström, m.fl., 2001). I torvmarker är pH oftast lägre i det ytliga grundvattnet och stiger med djupet. Konduktiviteten, som bl.a. är relaterad till antalet fria H^+ joner, uppvisar motsatt gradient (Lundin och Bergquist 1990). Innan utdikning av en försöksmosse var det lägsta pH i utgående vatten från mossen 6,3 under den

tvåårsperiod som mossen kontrollerats. Efter dikningen uppmättes ett pH på 3,9 i samband med ett kraftigt regn (Lundin, 1988).

Organiskt material (humus)

Höga humushalter är typiska för ytvattnen i våra nordiska skogs- och myrområden och beroende på halten färgar de ytvattnen gult till brunsvart. Humusen är vanligtvis vattenlöslig och endast några få procent uppträder i partikelform (Löfgren, m.fl., 2003). Färgen på partikelbunden humus i mark är oftast brun eller svart och består av svårnedbrytbara komplexa organiska kolföreningar, som bildas vid nedbrytning av organiskt material (Brady, 2002). I torvmarkernas övre lager finns det en stor mängd låghumifierad torv som är mer lättnedbrytbar än den höghumifierade torven i de djupare lagren. (Grip & Rodhe, 2000). Den låghumifierade torven kan därför avge mer vattenlöslig humus än djupare, mer nedbrutna lager.

Vid låga grundvattenflöden ökar i regel andelen organiskt material i vattendrag som avvattnar avrinningsområden med både fastmark och myrmark. Detta är en konsekvens av andelen vatten som tillförs från humusrika myrmarker ökar i relation till avrinningen från den mer humusfattiga fastmarken (Löfgren m fl, 2003). Efter dikning av Jämträskestors torvtäkt i västra Finland sjönk den totala halten kol (TOC), som är ett mått på humushalten i vattnet (Åström m.fl., 2001). Detta har även visats i svenska studier av Lundin och Bergquist (1990). Fenomenet tros kontrolleras av hydrologiska faktorer. Vid dikning sjunker grundvattenytan och vattnets uppehållstid i de övre låghumifierade torvlagren blir kortare. Till följd av detta minskar extraktionen av humusämnen från torvtäkten. Det kan även bero på att diken skär ner i torvtäktens underliggande mineraljord. Transport av vatten genom torvlagren ner till mineraljorden gör att humusen kan absorberas och fastna i den (Åström m.fl., 2001), vilket leder till minskad uttransport av organiskt material från torvtäkten.



Bild 3. Färgat vatten i Älboån recipient till Karinmossen.

(Foto: Markus Karlsson)

Kväve

Skogsmark har oftast ett stort och svårutnyttjat kväveförråd bundet till humusföreningar och annat organiskt material. Kväve är vanligtvis den begränsande tillväxtfaktorn för träd och andra växter i våra skogsekosystem.

Vid bakteriell nedbrytning av organiskt material omvandlas den organiska kvävefraktionen till ammonium. Ammonium är slutprodukten i både aerob och anaerob mineralisering, och bildas som biprodukt då organiskt material används som kolkälla av bakterierna. Ammonium kan sedan genom nitrifikation omvandlas till nitrat (aerob process) vidare genom denitrifikation (anaerob process) avgå till atmosfären som kvävgas (Broberg och Jansson, 1994). Efter en dikning ökar mineraliseringen i torvtäkten vilket gör att kvävehalten ökar i dräneringsvattnet. Det är framförallt organiskt bundet kväve och ammonium som ökar. Nitrathalten kan öka nedströms täkten genom nitrifikation av ammonium (Simonson, 1987). Under låga vattenflöden har det visat sig att andelen näringsämnen som urlakas från torvtäcker är relativt konstant, och att andelen nitrat som urlakas är lågt. Att nitrathalten är låg tros bero på att syrgashalten i torvens djupare grundvatten är låg, vilket motverkar en nitrifikation i torvtäkten (Klöve, 2001).

Om organiskt bundet kväve omvandlas till ammonium och vidare till nitrat genom nitrifikation leder det till en ansamling av nitrat i det omättade skiktet. Vid regn sköljs nitraten ur de övre torvlagren och höga halter nitrat kan tillfälligt återfinnas i diken (Klöve, 2001). Det föreligger ett samband mellan temperatur och andelen ammonium som återfinns i diken, vilket visar att biologiska processer är involverade. Studier har påvisat att läckaget av ammonium dubblades vid dikning av torvmark och var höga även tre år efter dikning (Joensuu m.fl., 2002). Processer som kan sänka ammoniumhalterna i dikesvatten, är växtupptag, nitrifikation till nitrat samt absorption till jord- och humuspartiklar i vattnet (Klöve, 2001).

Fosfor

Tillgången på fosfor i sötvatten är naturligt låg. Ofta är fosfor den faktor som begränsar alg tillväxten i sjöar. Fosfor är dessutom ofta partikulärt bunden. Vintertid dominerar de nedbrytande processerna, vilket kan leda till syrebrist i sjöarnas djupare partier. Syrebrist medför att fosfor frigörs från sedimenten och ackumuleras i vattnet. Denna fosfor utnyttjas för biologisk produktion i samband med att ljus och temperatur ökar på våren (Broberg och Jansson, 1994).

I torvtäcker återfinns stigande fosforkoncentrationer med ökat grundvattendjup. Laggen utgör ett undantag, där värdena inte varierar med djupet. (Lundin och Bergquist, 1990) Variation i fosforhalterna kan vid torvtäcker sammankopplas med andelen gammalt grundvattnet som dräneras från täkten. Fosfor har motsatta egenskaper jämfört mot kväve, dvs. att andelen fosfor som läcker ut med grundvattnet minskar under flödesepisoder. Men likt kväve så varierar fosforhalten i grundvattnet stort mellan områden inom samma torvtäkt (Klöve, 2000). Fosforhaltens variation i dikesvatten beror på mängden suspenderat material och andelen gammalt grundvatten som tillförs. Dikning ökar mängden suspenderat material i recipienten (Åström m.fl., 2001). Sallantaus (1985) skriver att suspenderat material innehåller ca 0,1 % fosfor och uppskattade mängder suspenderat material från en torvtäkt kan

variera mellan några ton upp till 30 ton/km². Fosformängden i diken är oftast lite lägre än i grundvattnet på grund av att fosfor kan bindas till sediment, humuspartiklar i dikeskanter eller upptas biologiskt.

Sammanfattningsvis ser man att vid kraftiga regn ändras sammansättningen i utgående vatten från torvtäkter. Nitrathalterna, andelen suspenderat material och konduktiviteten ökar medan fosforhalten och pH sjunker. Hydrologin styr till stor del hur mycket näringsämnen som urlakas.

Vattenkemiska effekter av sedimentationsdammar

Studier har visat att torvbrytning ger en ökad halt suspenderat material till recipienten, vilket kan medföra dåliga syrgasförhållanden, övergödning och minskad biodiversitet. Man försöker att minska läckaget från torvtäkterna genom att gräva sedimentationsdammar. Riktvärden för sedimenteringsbassänger är 5 m² bassäng yta per hektar torvtäkt för stycketorvproduktion, och ca 10 m² per hektar när det gäller frästörv (Johansson m.fl., 1991). Bassängförsök av Johansson m.fl., (1991) visade att varken pH, ledningsförmåga, eller färgtal förändrades när dräneringsvattnet passerade bassängerna. Inte heller halten lösta eller partikulärt bundna närsalter visade på några förändringar. Suspenderat material uppvisade dock en statistiskt signifikant minskning i halterna mellan in- och utloppen vid 3 av 8 torvtäkter.



Bild 4: Sedimentationsdamm i Norrbomuren
(Karlsson)

(Foto: Markus)

Vid kraftiga vår- och höstflöden, då en stor del av läckaget från torvtäkterna sker, fungerar reningen med sedimentationsdammar sämre (Klöve, 2001). Olika metoder har tagits fram för att försöka minska läckaget från torvtäkterna. Översilningsytor, kemisk utfällning, infiltration i sandmark mm har prövats. Både ekonomi och terräng sätter i flera fall stopp för användning av alternativa metoder (Klöve, 2000). Försök

med att kontrollera vattenflöden i torvtäckernas diken har visat sig kunna minska andelen suspenderat material från torvtäkten med 95 %. Med flödeskontroll regleras vattenflödena från diken så att flödena ej blir för kraftiga. Studier har visat att det först och främst är erosionsmaterial från dikeskanterna och dikesbotten som resuspenderas vid höga flöden, och bidrar till det suspenderande material som hamnar i recipienten (Klöve, 2000). Uttransporten förhindras genom att inte låta vattnet få strömma så kraftigt att erosionsmaterialet på dikesbotten resuspenderas. Med flödeskontroll minskas även uttransporten av fosfor eftersom en retention av fosfor sker i diken vid låga flöden. Genom att förhindra höga flöden minskas även risken för en resuspension av utsedimenterad fosfor. En ökad halt oorganisk kväve kan motverkas genom denitrifikation eller upptag i biomassa när avrinningsvatten får längre uppehållstid i diken. Även låga flöden kan innehålla höga koncentrationer av suspenderat material. Därav behövs sedimenteringsdammarna även vid kontrollerade flöden i diken (Klöve, 2000).

Material och metoder

Utförande och avgränsningar

Arbetet har utförts vid institutionen för miljöanalys, SLU (IMA) i samarbete med Länsstyrelsen i Gävleborgs län och har utformats som ett 20 poängs examensprojekt. Arbetet har avgränsats till att endast behandla vattenkemin med avseende på pH, suspenderat material (susp), totalkväve (N-tot), ammoniumkväve (NH₄-N), nitrat-/nitritkväve (NO₂+NO₃-N), totalfosfor (P-tot), fosfatfosfor (PO₄-P), alkalinitet (Alk), konduktivitet (Kond). Effekter på recipientens biologiska tillstånd har ej omfattats av arbetet.

Provtagningspunkter i utsläpps- och recipientkontrollen

Recipientkontrollprogrammen har omformats två gånger, första gången 1987 och andra gången 1995. I samband med båda modifieringarna har provpunkterna fått nya betäckningar och i vissa fall ändrade geografiska lokaliseringar. Genom beslut och gamla kartor från länsstyrelsen i Gävleborgs läns arkiv har en sammanlänkning gjorts och en samlad benämning har införts för de punkter som har en likvärdig geografisk placering i vattendragen i förhållande till torvtäkten.

Utsläppskontroll.

Inlopp: vattenproverna är insamlade innan sedimentationsdamm.

Utlopp: vattenproverna är insamlade direkt efter sedimentationsdammarna.

Recipientkontroll

Referens A: vattenproverna är insamlade uppströms torvtäkten i samma vattendrag.

Referens B: vattenproverna är insamlade i ett parallellt biflöde till torvtäkten eller uppströms torvtäkten i det vattendrag som torvtäktens utlopp mynnar.

Nedströms A: vattenproverna är insamlade i recipienten nedströms torvtäkten.

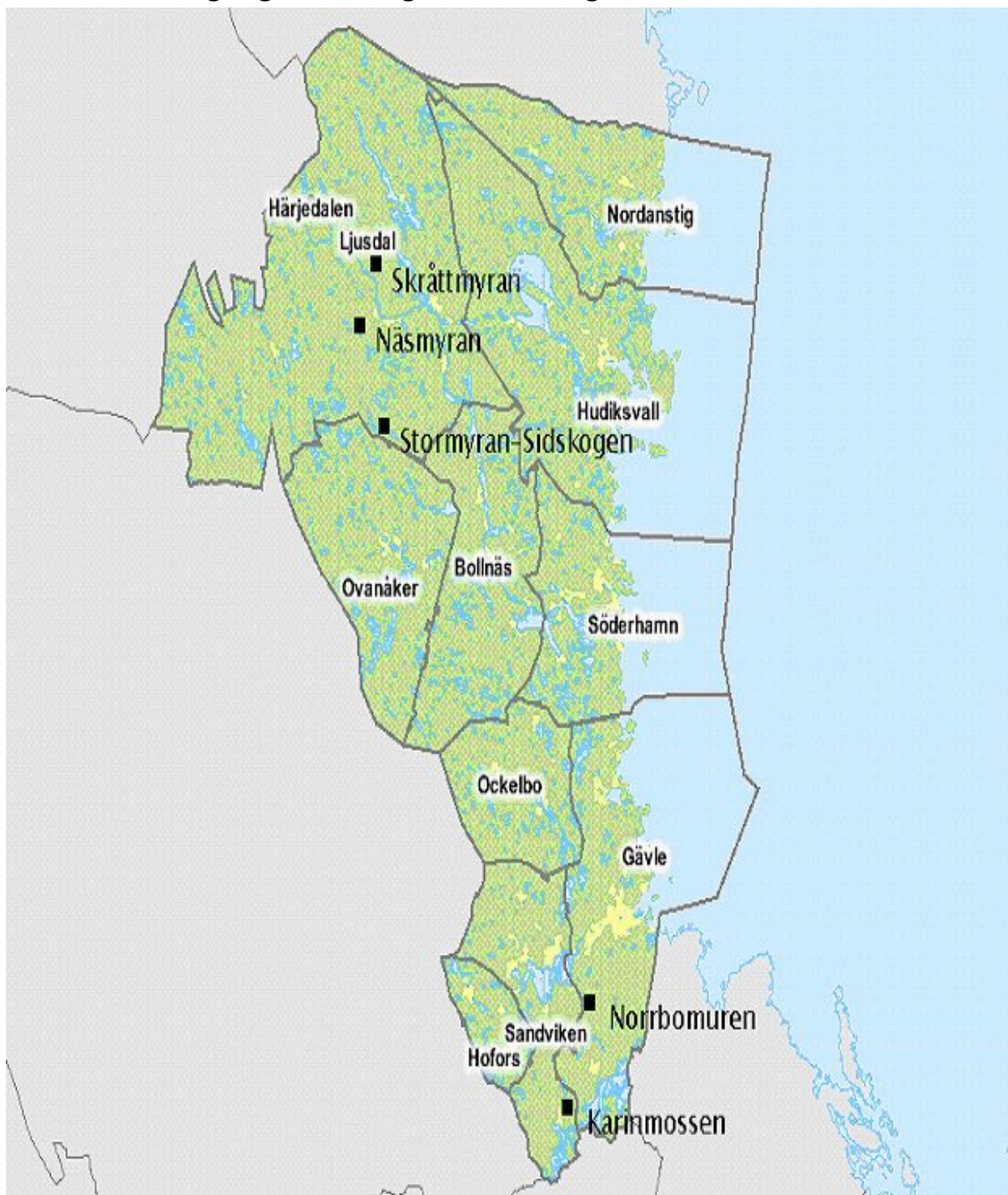
Nedströms B: vattenproverna är insamlade i recipienten nedströms torvtäkten, men mätpunkten är påverkad av ett annat större biflöde.

Beskrivning av torvtäkterna

Figur 2-6 beskriver provpunkternas lokalisering i förhållande till torvtäkten.

Kartbilderna beskriver vilka provstationer som använts i dagslägt. De schematiska bilderna beskriver överskådligt var kontrollprogrammets stationer varit lokaliserade över tiden, och har fler provpunkter markerade än kartbilderna.

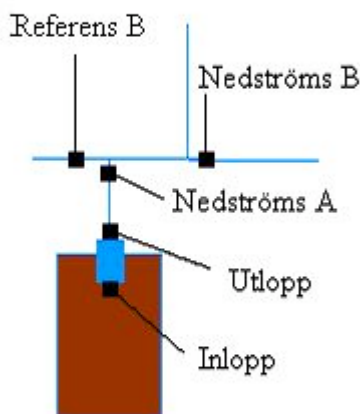
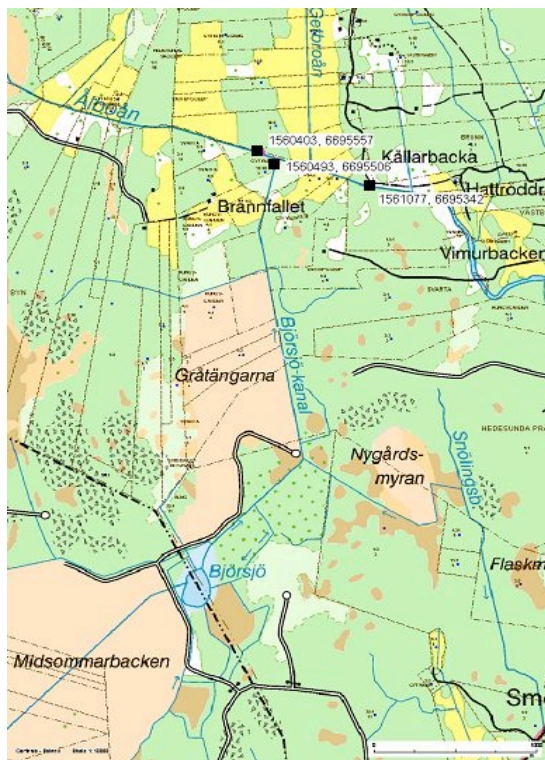
Torvtäkternas geografiska läge i Gävleborgs län



Figur 1: Torvtäkterna geografiska läge i Gävleborgs län

Karinmossen

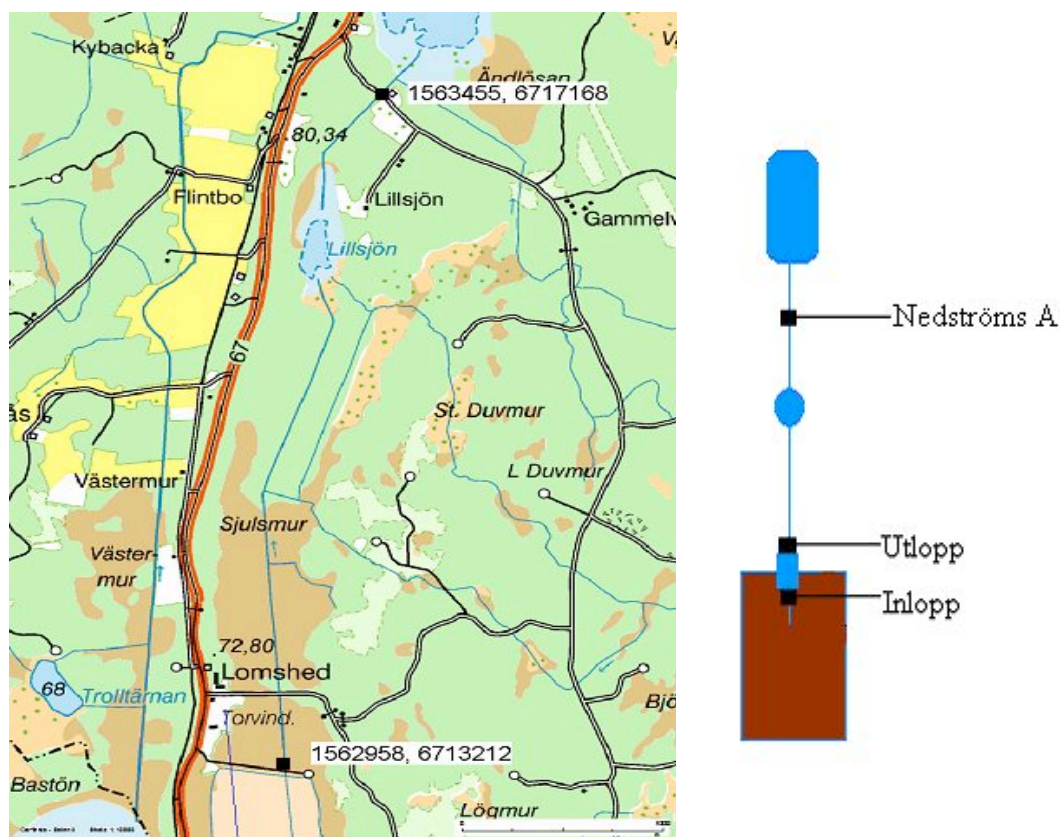
Kommun	Gävle
Torvkvalitet	Starrtorv men viss inblandning av vitmossetorv
Produktionsmetod	Stycketorv
Användning	Energi och växttorv
Produktionsareal	Koncessionsområdet 318 hektar. Undersökt area på myren är 250 hektar.
Produktionsvolym	27 056 m ³ på Karinmossen + 1751 m ³ Gråtängarna sammanlagt 28 807 m ³ stycketorv under 2005 (Råsjötorvs miljörapport 2005).
Uppgiftslämnare	Regina Jönsson
Reningsanläggning	En sedimentationsdamm
Jordart under torv	Gyttja och lera
Avvattning	Självfäll
Utsläppskontroll	Inlopp, Utlopp (se figur 2)
Recipientkontroll	Referens B, Nedströms A och B (se figur 2)
Studerade variabler	pH, alkalinitet, COD _{Cr} , TOC, färg, Suspenderat material, P-tot, PO ₄ -P, N-tot, NO ₂ +NO ₃ -N, NH ₄ -N, Konduktivitet
Provtagningsfrekvens	I referens och nedströms A, B ungefär 3-5 ggr/år mellan 1985-2006. I inlopp och utlopp sedimentationsdamm ca 5 ggr/år mellan 1985-1994
Vattenföringsmätning	I Utlopp mellan 1989 - 1994



Figur 2: Karta Karinmossen (svarta fyrkanter markerar provpunkterna). Markeringar för inlopp och utlopp har ej angetts på kartan. Schematisk beskrivning av provtagningspunkternas placering i relation till torvtäkten i figuren till höger.

Norrbomuren

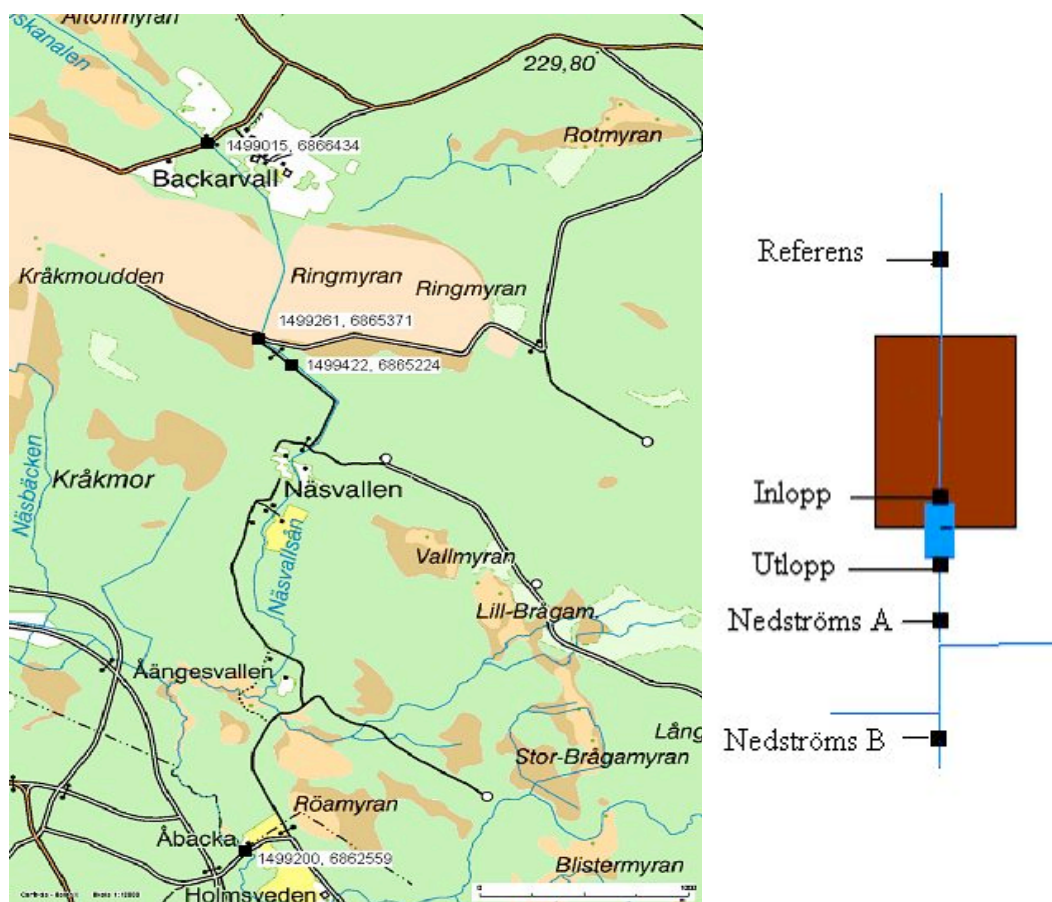
Kommun	Gävle
Torvkvalitet	57 % är starrtorv, 43 % vitmossetorv.
Produktionsmetod	Stycketorv och frästtorv
Användning	Energi och växttorv
Produktionsareal	300 ha, hela koncessionsområdet ca 350 ha
Produktionsvolym	150 000 – 200 000 m ³ årligt produktionsmål 2005 producerades 34 703 m ³ , stycketorv 13 100 m ³ frästtorv till energi och 146 120 m ³ frästtorv för växtodling. Sammanlagt 193 923 m ³ (Miljörapport 2005)
Uppgiftslämnare	Regina Jönsson, UVAT (i underlag för samråd)
Reningsanläggning	Två stycken sedimentationsdammar
Jordart under torv	Huvudsakligen silt, men på några ställen är det sand och sandig morän som dominerar
Avvattning	Pumpning och självfall
Utsläppskontroll	Inlopp, Utlopp (se figur 3)
Recipientkontroll	Nedströms A. En provpunkt i ett dike ca 2,5 km nedströms täkt, dikets lutning ca 1m/km.(se figur 3)
Studerade variabler	pH, alkalinitet, COD _{Cr} , TOC, färg, Suspenderat material, P-tot, PO ₄ -P, N-tot, NO ₂ +NO ₃ -N, NH ₄ -N, Konduktivitet
Provtagningsfrekvens	3-5ggr/år sedan år 1988
Vattenföringsmätning	I utlopp 1- 2 tillfällen per år



Figur 3: Karta Norrbomuren (svarta fyrkanter markerar provpunkterna). Markeringar för inlopp och utlopp har ej angetts på kartan. Schematisk beskrivning av provpunkternas placering i relation till torvtäkten i högra figuren.

Skråttmyran

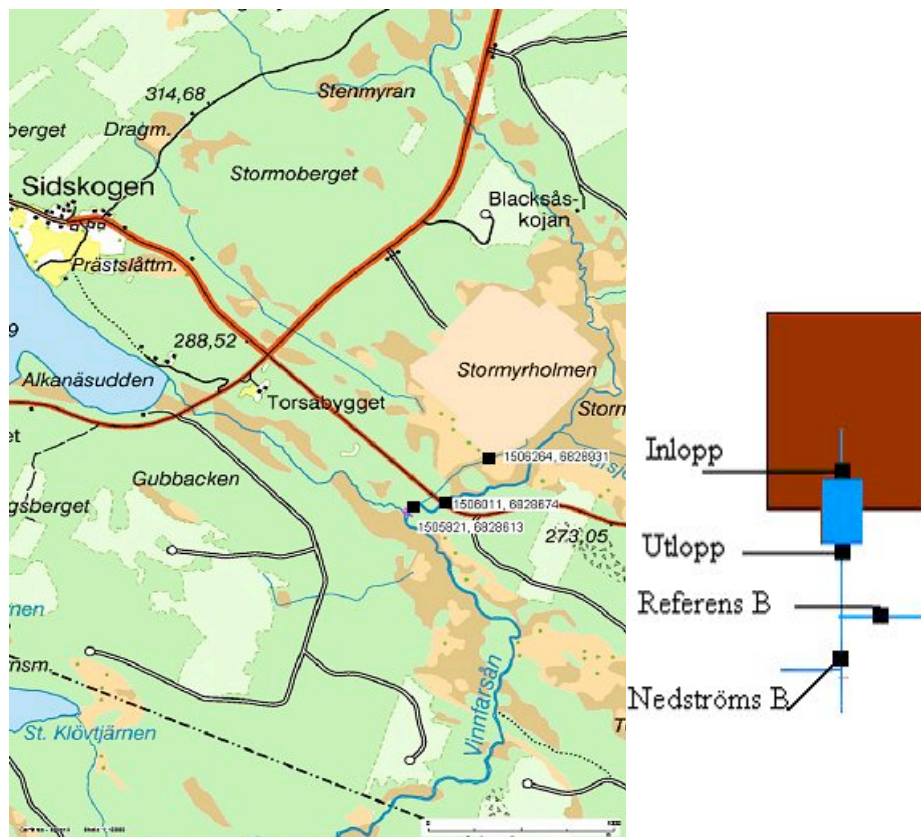
Kommun	Ljusdal
Torvkvalitet	starr- och vitmossetorv
Produktionsmetod	Stycketorv och frästorv
Användning	Energi och växttorv
Produktionsareal	Koncessionsområdet vid start 423 hektar (373+50 ha), i dagsläget bryts torv på 150 hektar
Produktionsvolym	72 000 m ³ i årligt genomsnitt, under år 2005 bröts 14 290 m ³ torv
Uppgiftslämnare	Stefan Östlund
Reningsanläggning	Fem stycken sedimentationsdammar, sammanlagd areal 1070m ²
Jordart under torv	Lera
Avvattning	Avvattningen sker genom självfall, vatten kommer att pumpas från tåkten i slutet av brytningstiden
Utsläppskontroll	Inlopp, Utlopp (se figur 4)
Recipientkontroll	Referens A, Nedströms A och B (se figur 4)
Studerade variabler	pH, alkalinitet, COD _{Cr} , TOC, färg, Suspenderat material, P-tot, PO ₄ -P, N-tot, NO ₂ +NO ₃ -N, NH ₄ -N, Konduktivitet
Provtagningsfrekvens	3-5 ggr/år från 1987-2006
Vattenföringsmätning	Ja, Proverna är tagna en gång per år i utlopp



Figur 4: Karta Skråttmyran (svarta fyrkanter markerar provpunkterna). Markeringar för inlopp och utlopp har ej angetts på kartan. Schematisk beskrivning av provtagningspunkternas placering i relation till torvtåkten i figuren till höger.

Stormyr-Sidskogen

Kommun	Ljusdal
Torvkvalitet	Starrtorv
Produktionsmetod	Stycketorv
Användning	Energi
Produktionsareal	Koncessionsområde 92 hektar, i dagsläget bryts torv på 48 hektar.
Produktionsvolym	Genomsnittlig produktion ca 20 000 m ³ /år. Produktionen under 2005 var 14 700 m ³
Uppgiftslämnare	Stefan Östlund
Reningsanläggning	Två stycken sedimentationsdammar, sammanlagd areal på 300 m ² .
Jordart under torv	Morän, lera och gyttja
Avvattning	Genom pumpning (ej vintertid)
Utsläppskontroll	Inlopp, Utlopp (se figur 5)
Recipientkontroll	Referens B, Nedströms A och B (se figur 5)
Studerade variabler	pH, alkalinitet, COD _{Cr} , TOC, färg, Suspenderat material, P-tot, PO ₄ -P, N-tot, NO ₂ +NO ₃ -N, NH ₄ -N, Konduktivitet
Provtagningsfrekvens	3-5 ggr/år mellan år 1987-2006
Vattenföringsmätning	Ja, en gång per år i utlopp



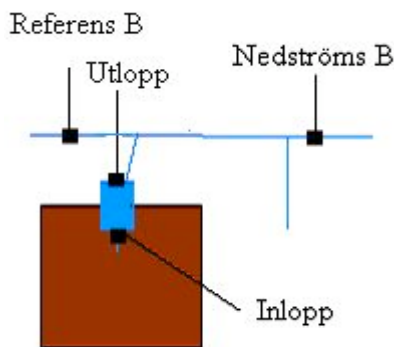
Figur 5: Stormyr-Sidskogen (svarta fyrkanter markerar provpunkterna). Markeringar för inlopp och utlopp har ej angetts på kartan. Schematisk beskrivning av provtagningspunkternas placering i relation till torvtäkten i figuren till höger.

Näsmyrän

Kommun	Ljusdal
Torvkvalitet	Starr- och vitmossetorv
Produktionsmetod	Stycketorv och frästorv
Användning	Energi- och växttorv
Produktionsareal	Koncessionsområdet 196 hektar. Ursprunglig yta för torvproduktionen 120 hektar, i dagsläget bryts torv på 60 ha.
Produktionsvolym	Årlig produktion ca 45 000 m ³ , under 2005 producerades 9500 m ³ stycketorv.
Uppgiftslämnare	Stefan Östlund
Reningsanläggning	Fyra stycken sedimentationsdammar, sammanlagd areal 5,5 hektar
Jordart under torv	Silt och morän
Avvattning	Genom självfall
Utsläppskontroll	Inlopp, Utlopp (se figur 6)
Recipientkontroll	Referens B, Nedströms B (se figur 6)
Studerade variabler	pH, alkalinitet, COD _{Cr} , TOC, färg, Suspenderat material, P-tot, PO ₄ -P, N-tot, NO ₂ +NO ₃ -N, NH ₄ -N, Konduktivitet
Provtagningsfrekvens	3-5 ggr/år mellan år 1987-2006
Vattenföringsmätning	Ja, vid provtagningsstillfälle fram till år 2000 i två punkter, efter år 2000 en gång per år i utlopp



Figur 6a: Karta Näsmyrän (svarta fyrkanter markerar provpunkterna). Markeringar för inlopp och utlopp har ej angetts på kartan. Figur 6b återfinns på nästa sida.



Figur 6b: Näsmýran- schematisk beskrivning av provtagningspunkternas placering i relation till torvtäkten.

Vattenkemisk data

Data representerar prover som är tagna från mitten av 1980-talet och fram till 2006. Antalet insamlade prover varierar mellan provpunkterna och uppgår vanligtvis till 3-5 gånger per år. De vattenkemiska analysresultaten har bearbetats och kontrollerats för eventuella outliers (uppmätt data som anses orimliga). Kontrollen har gjorts genom att studera provserierna i punktdiagram. Vissa värden låg långt ifrån medelvärdet, men bedömdes ändå inte vara helt orimliga, utan antas representera en del av den naturliga variationen i vattendrag. Databasen har därför bedömts vara fri från outliers. Vissa provpunkters vattenkemiska data har inte använts i analyserna eftersom mätserierna endast representerar en kort tidsperiod. Flera av analysvärdena var angivna med ett mindre än värde (<) framför sig. Dessa värden har halverats för att kunna användas i utvärderingen. Organiskt kol analyserades antingen som COD_{Cr} eller TOC av laboratoriet. För att få längre kontinuitet i tidsserierna räknades COD_{Cr} om till TOC. Formeln som användes var $1 \text{ mg/l TOC} = 1/3,5 \text{ mg/l COD}_{\text{Cr}}$ (Wilander, 1988). Både de skattade och uppmätta TOC-värdena har använts för de statistiska testerna.

Statistiska bearbetning och bedömning av vattenkemisk status

Innan dataserierna analyserades statistiskt logaritmerades mätvärdena (ej pH) för att så långt möjligt normalfördela fördelningarna på analysresultaten för respektive parameter och mätstation. En variant på t-test Tukey HSD test (Statistica 7.1) har använts för att testa om det förelåg statistisk signifikant skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningsstationerna för de olika parametrarna. För att grafiskt visa skillnader i halter mellan provtagningsstationerna har "Box and Whisker"-diagram (Statistica, 7.1) använts. Bedömningen av vattenkemisk status har beräknats på medelvärden för hela mätserierna för respektive parameter och provpunkt. Medelvärdena har sedan jämförts mot Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999).

Resultat

Karinmossen

Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna förelåg för följande variabler:

Referens B - Utlopp

Högre halt i utlopp för: suspenderat material, alkalinitet, konduktivitet, färg, TOC, N-tot, $\text{NH}_4\text{-N}$

Referens B - nedströms A

Högre halt i nedströms A för: suspenderat material, alkalinitet, , konduktivitet, färg, TOC, N-tot, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$

Referens B – nedströms B

Högre halt i referens B för: konduktivitet

Utlopp - nedströms A

Högre halt i utlopp för: $\text{NH}_4\text{-N}$, N-tot,

Högre värde i nedströms A för: pH

Utlopp – nedströms B

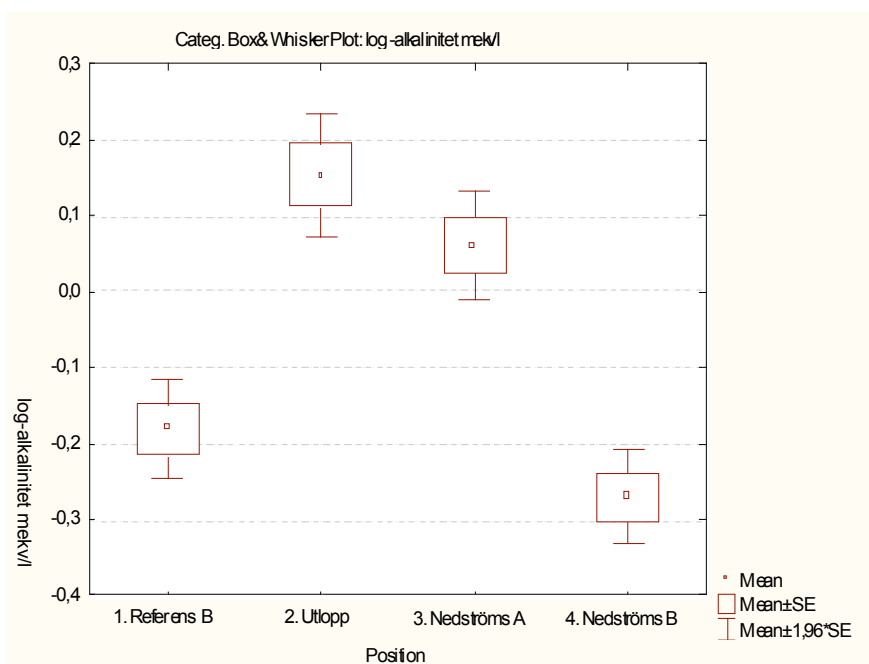
Högre halt i utlopp för: suspenderat material, alkalinitet, konduktivitet, färg, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$, N-tot

Nedströms A – nedströms B:

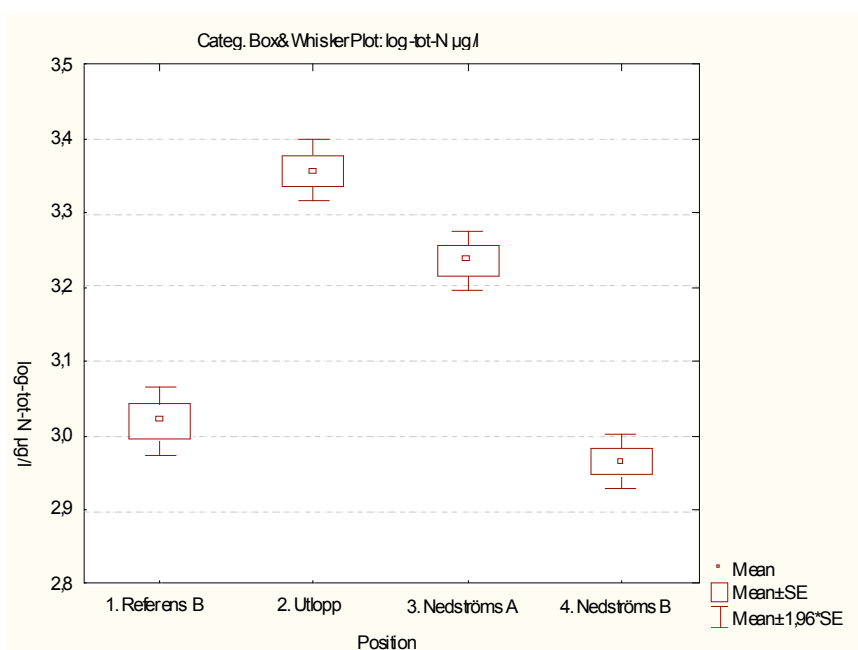
Högre halt i nedströms A för: suspenderat material, alkalinitet, konduktivitet, färg, TOC, N-tot, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$

Inlopp – Utlopp

Ingen parameter uppvisade statistiskt signifikanta skillnader mellan mätpunkterna. Endast TOC och suspenderat material har analyserats.



Figur 7: Logaritmen för alkalinitet (mekv/l,) vid de olika provtagningsstationerna i Karinmossen. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.



Figur 8: Logaritmen för N-tot (µg/l,) vid de olika provtagningsstationerna i Karinmossen. Mean = medelvärde, SE = SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.

Vattnets buffertkapacitet (alkaliniteten, Figur 7) ger en tämligen representativ bild för skillnaderna i vattenkemi mellan de olika provtagningspunkterna vid Karinmossen. Halterna i utlopp och nedströms A var i huvudsak lika. Endast $\text{NH}_4\text{-N}$, N-tot och pH uppvisade statistiskt signifikanta skillnader med högre kvävehalter ($\text{NH}_4\text{-N}$, N-tot) och pH i utloppet från tåkten jämfört med nedströms A. Båda dessa stationer uppvisade statistiskt signifikanta skillnader jämfört med nedströms B och referens B med avseende på erosionsmaterial (suspenderat material), organiskt

material, färg, kväve (NH₄-N och N-tot) och vattnets buffertkapacitet (alkalinitet). Både utlopp och nedströms A uppvisade normalt högre halter än nedströms B och referensstationen. Intressant att notera är att för totalfosfor är det ingen av provpunkterna som uppvisar statistiskt signifikanta skillnader. Resultaten indikerar att torvtäkten ökar halterna erosionsmaterial, humus, kväve (Figur 8) och buffertkapacitet i recipienten, men att denna effekt med undantag för kväve i stort sett klingat av vid nedströms B. Effekten på vattenkemin vid nedströms B av det biflöde som mynnar uppströms provtagningspunkten är dock oklar. Nedströms B summerar effekten av torvtäkten och detta biflöde. Sedimentationsdammen förefaller inte att signifikant minska utflödet av suspenderat material och TOC från täkten.

Vattnets surhetstillstånd (pH) klassas som nära neutralt vid samtliga provpunkter, vilket är att förvänta eftersom alkaliniteten visade på mycket god buffertkapacitet. Totalfosforhalterna var höga vid samtliga provpunkter och vattnen klassas som eutrofa. Både utloppet från täkten och nedströms A bedömdes ha mycket höga kvävehalter, medan nedströms B och referensstationen bedömdes ha höga kvävehalter. Samtliga provpunkter bedömdes ha starkt färgat vatten och mycket hög syretäring mätt som TOC.

Tabell 1: Medelhalter för olika ämnen i utsläpps- och recipientkontrollen vid Karinmossen. Färgklassning enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Karinmossen	Referens	Innlopp	Utlopp	Nedströms A	Nedströms B
pH	7,04		6,88	7,1	7,06
Alkalinitet mekv/l	0,85		1,7	1,43	0,65
N-tot µg/l	1220		2400	1820	990
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	287		256	414	215
NH ₄ -N µg/l	145		1070	532	93,2
P-tot µg/l	41,3		30,8	38,6	29,7
PO ₄ -P µg/l	10,9		9,94	12,9	11,6
Färg Pt/l	208		341	307	213
Susp. material mg/l	5,45	32,2	12,9	20,3	6,26
TOC mg/l	22,8	35,7	27,7	28,1	21,9
Konduktivitet mS/m	16,2		19,4	20,2	12,5

Klass



Norrbomuren

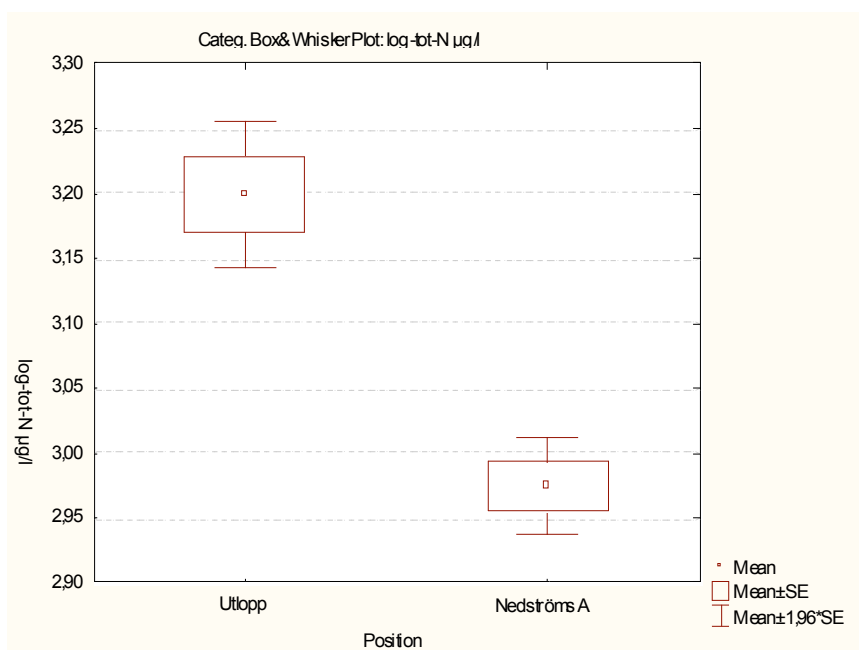
Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna förelåg för följande variabler:

Inlopp – utlopp

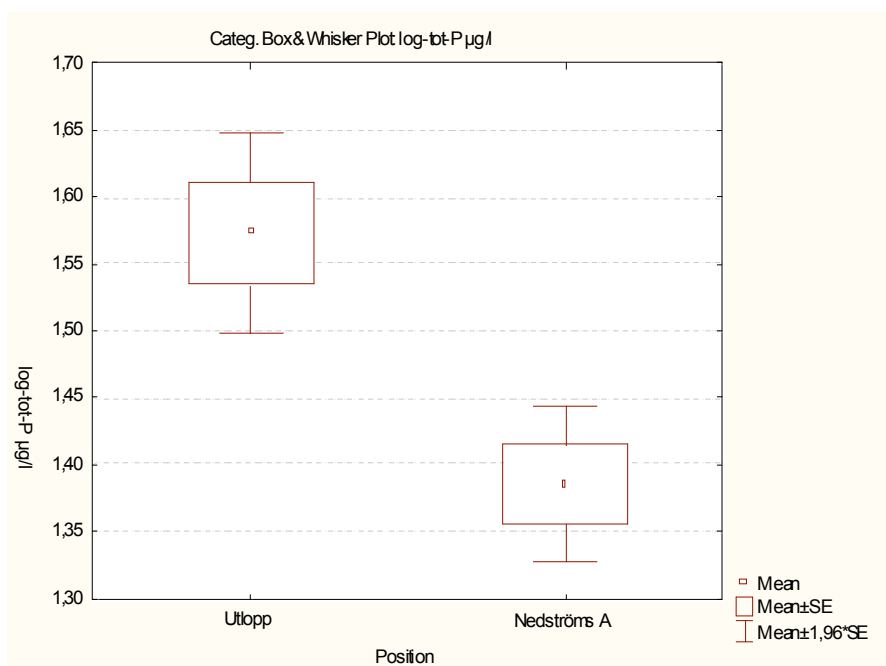
Ingen parameter uppvisade statistiskt signifikanta skillnader mellan mätpunkterna. Endast TOC och suspenderat material har analyserats.

Utlopp - nedströms A

Högre halt/värde i utlopp för: suspenderat material, pH, färg, N-tot, NO₂+ NO₃-N, NH₄-N, P-tot, PO₄-P.



Figur 8: Logaritmen för N-tot (µg/l) vid de olika provtagningsstationerna i Norrbomuren. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.



Figur 9: Logaritmen för P-tot (µg/l) vid de olika provtagningsstationerna i Norrbomuren. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.

Näringsämnena totalkväve och totalfosfor (Figur 8 och 9) ger en tämligen representativ bild för skillnaderna i vattenkemi mellan de båda provtagningspunkterna vid Norrbomuren. Halterna var för suspenderat material, pH, färg, N-tot, $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, P-tot, $\text{PO}_4\text{-P}$ statistiskt signifikanta skilda med högre halter i utloppet från tälken jämfört med nedströms A. Att stationerna skiljer sig signifikant visar att torvtälken påverkar sitt närområde med förhöjda halter erosionsmaterial och näringsämnena. Sedimentationsdammen minskar inte utflödet av suspenderat material och TOC från tälken signifikant.

Vattnets surhetstillstånd (pH) klassas som svagt surt vid bägge provpunkterna, men alkaliniteten visade på en mycket god buffertkapacitet vilket indikerar att ett bra surhetstillstånd i utgående vatten. Totalfosforhalterna var höga vid samtliga provpunkter och vattnen klassas som eutrofa. Utloppet från tåkten bedömdes ha en mycket hög halt av totalkväve och nedströms A bedömdes ha höga halt av totalkväve. Samtliga provpunkterna i Norrbomuren hade starkt färgat vatten och mycket hög syretäring mätt som TOC.

Tabell 2: Medelhalter för olika ämnen i utsläpps- och recipientkontrollen vid Norrbomuren. Färgklassning enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Norrbomuren	Inlopp	Utlopp	Nedströms A
pH		6,54	6,71
Alkalinitet mekv/l		0,48	0,45
N-tot µg/l		1760	1009
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l		217	187
NH ₄ -N µg/l		682	160
P-tot µg/l		49,5	28,9
PO ₄ -P µg/l		73,1	8
Färg Pt/l		275	240
Susp-material mg/l	37,2	12,3	4,32
TOC mg/l	22,9	28,2	29,9
Konduktivitet mS/m		9,36	8,82

Klass



Skråttmyran

Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna förelåg för följande variabler:

Referens - utlopp

Högre halt/värde i utlopp för: alkalinitet, pH, färg, TOC, N-tot, NH₄-N, NO₂+ NO₃-N, P-tot, PO₄-P

Referens - nedströms A

Högre halt i nedströms A för: NH₄-N, NO₂+ NO₃-N, P-tot

Referens - nedströms B

Högre halt i nedströms B för: N-tot, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, P-tot

Utlopp – nedströms A

Högre halt/värde i utlopp för: alkalinitet, pH, konduktivitet, färg, TOC, N-tot, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, P-tot, PO₄-P

Utlopp – nedströms B

Högre halt/värde i utlopp för: alkalinitet, pH, konduktivitet, färg, TOC, N-tot, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, P-tot, PO₄-P. Högre halt i nedströms B för: suspenderat material

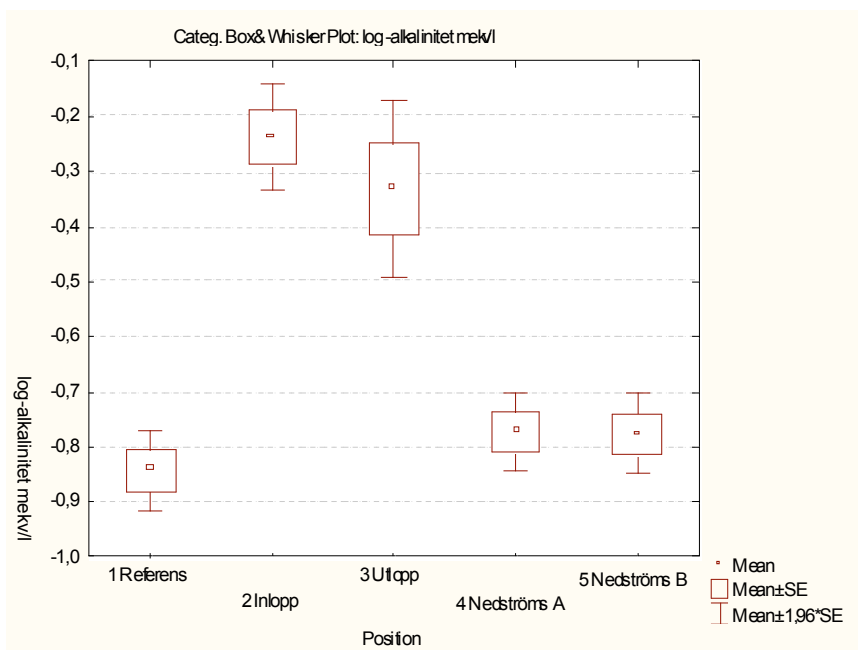
Nedströms A – nedströms B:

Ingen parameter uppvisar signifikant skillnad mellan mätpunkterna

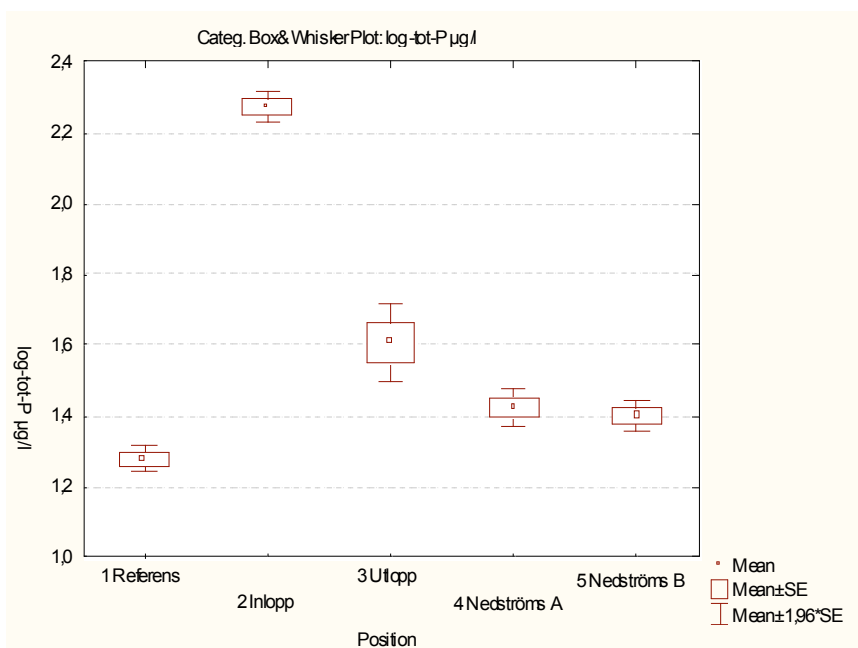
Inlopp – utlopp

Högre halt i inlopp för: N-tot, NH₄-N

Högre halt/värde i utlopp för: pH. Totalfosfor och fosfat har ej analyserats.



Figur 10: Logaritmen för alkalinitet (mekv/l) vid de olika provtagningsstationerna i Skråttmyran. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.



Figur 11: Logaritmen för P-tot (µg/l) vid de olika provtagningsstationerna i Skråttmyran. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.

Vattnets buffertkapacitet (alkaliniteten, Figur 10) ger för Skråttmyran en tämligen representativ bild för skillnaderna i vattenkemi mellan de olika provtagningspunkterna. Utloppet från sedimentationsdammen uppvisade signifikant högre halter för samtliga parametrar förutom suspenderat material. Referensen utmärker sig genom att ha signifikant lägre halter av näringsämnen N-tot, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$, P-tot (Figur 11) än provpunkterna som ligger efter torvtäkten. Mellan nedströms A och nedströms B förelåg ingen skillnad i vattenkemin. Resultaten indikerar att torvtäkten påverkar recipienten med ökade halter av erosionsmaterial, humus, näringsämnen samt alkalinitet. Sedimentationsdammen minskar statistiskt

signifikant utflödet av kväve från tåkten, medan det högre pH-värdet i utloppspunkten sannolikt är en konsekvens av att koldioxid vädrats ur i dammen.

Vattnets surhetstillstånd (pH) klassades som nära neutralt vid utloppet medan övriga provpunkter klassades som svagt sura. En mycket god buffertkapacitet uppvisades vid samtliga provpunkter utom referensen som bedömdes ha en god buffertkapacitet. Totalfosforhalten var höga vid utlopp, nedströms A, nedströms B och vattnen klassas som eutrofa. Referensens totalfosforhalt benämns som måttligt hög och klassas som mesotrof. Utloppet och inlopp från torvtåkten bedömdes ha en mycket hög halt totalkväve medan övriga stationer uppvisade en hög halt. Samtliga provpunkter bedömdes ha starkt färgat vatten. Syretåringen (TOC) i utloppet och inloppet till sedimentationsdammen bedömdes som mycket hög, medan referensen och övriga stationer nedströms torvtåkten bedömdes som hög.

Tabell 3: Medelhalter för olika ämnen i utsläpps- och recipientkontrollen vid Skråttmyran.

Färgklassning enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Skråttmyran	Referens	Inlopp	Utlopp	Nedströms A	Nedströms B
pH	6,55	6,65	6,87	6,59	6,54
Alkalinitet mekv/l	0,19	0,7	0,67	0,21	0,21
N-tot µg/l	751	4140	2220	760	833
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	73,7	435,12	383	122	127
NH ₄ -N µg/l	106	2130	1340	125	156
P-tot µg/l	20,6		47,7	34,4	28,1
PO ₄ -P µg/l	6,52		18	7,21	8,58
Färg Pt/l	166	209	255	181	182
Susp-material mg/l	7,06	47,5	12,5	30,9	21,1
TOC mg/l	13,7	22,2	21,9	14,9	15,6
Konduktivitet mS/m	4,28	9,63	10,2	4,6	4,68

Klass



Stormyran-Sidskogen

Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna förelåg för följande variabler:

Referens B - utlopp

Högre värde i referens för: pH

Högre halt i utlopp för: suspenderat material, alkalinitet, konduktivitet, färg, TOC, N-tot, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, P-tot

Referens B –nedströms B

Högre halt i nedströms B för: NO₂+NO₃-N, alkalinitet

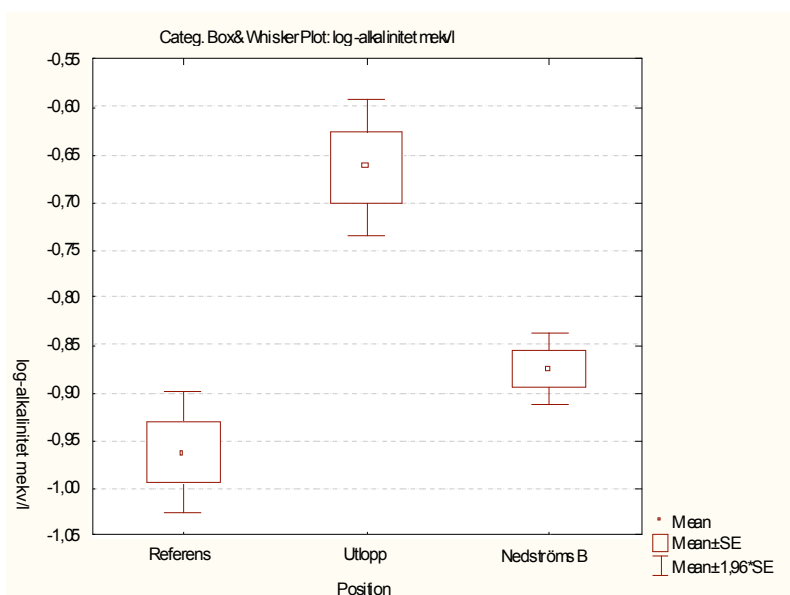
Utlopp – nedströms B

Högre halt i utlopp för: suspenderat material, alkalinitet, konduktivitet, färg, N-tot, NO₂+NO₃-N, NH₄-N, P-tot

Högre värde i nedströms B för: pH

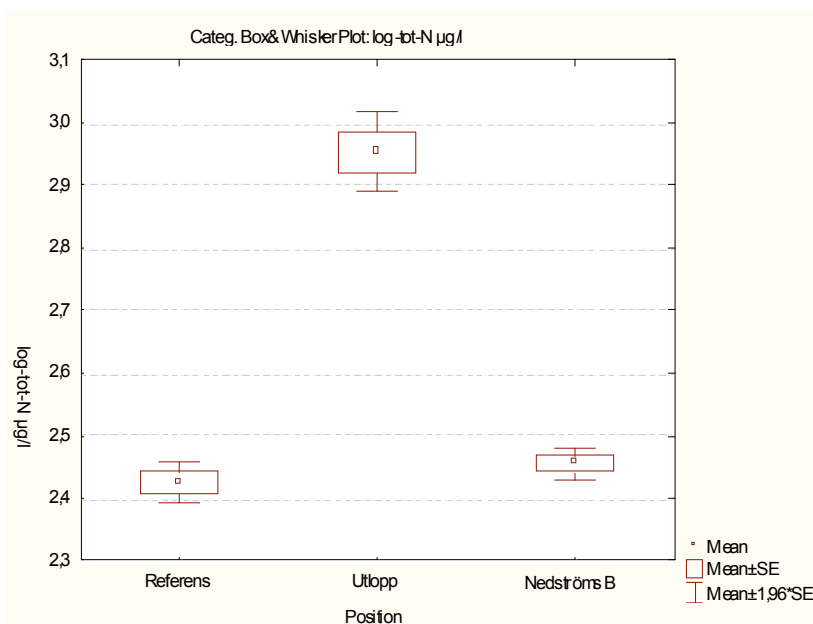
Inlopp – utlopp

Ingen parameter uppvisade statistiskt signifikanta skillnader mellan mätpunkterna. Endast TOC och suspenderat material har analyserats.



Figur 12: Logaritmen för alkalinitet (mekv/l) vid de olika provtagningsstationerna i Stormyran-Sidskogen.

Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.



Figur 13: Logaritmen för N-tot (µg/l) vid de olika provtagningsstationerna i Stormyran-Sidskogen.

Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.

Vattnets buffertkapacitet (alkaliniteten, Figur 12) och totalkvävehalt (N-tot, Figur 13) ger en tämligen representativ bild för skillnaderna i vattenkemi mellan de olika provtagningspunkterna vid Stormyran-Sidskogen. Halterna i utloppet var statistiskt signifikant högre än i referensen för samtliga parametrar förutom pH som var något lägre i referensen. Mellan utlopp och nedströms B var det endast TOC och fosfatfosfor som inte uppvisade statistiskt signifikanta skillnader. Utloppet uppvisade generellt högre halter än nedströms B. Referens B och nedströms B uppvisade signifikanta skillnader mellan $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ och alkalinitet, de högre värdena återfanns vid nedströms B (Figur 12 och 13). Resultaten indikerar att torvtäkten tillför recipienten både näringsämnen, suspenderat material, humusämnen och en större

buffertkapacitet. Sedimentationsdammen minskar inte signifikant utflödet av suspenderat material och TOC från täkten.

Vattnets surhetstillstånd (pH) klassades som nära neutralt i provpunkten nedströms B. I utloppet och referens B bedömdes surhetstillstånd som svagt surt. Alkaliniteten, d.v.s. buffertkapaciteten, klassades som mycket god i utloppet, medan den i nedströms B och referens B klassades som god. Totalfosforhalterna var måttligt höga i utloppet och vattnet beskrivs som eutroft. Nedströms B och referensen bedömdes ha en låg halt av totalfosfor med beskrivningen oligotrof. Totalkvävehalterna bedömdes som höga i utloppet från sedimentationsdammen, som måttligt höga nedströms B och som låga vid referens B. Utloppet bedömdes ha starkt färgat vatten medan referensen och nedströms B klassades som betydligt färgade. Syretäringen, mätt som TOC, bedömdes som måttligt höga i samtliga provtagningsstationer förutom vid inloppet där TOC-halten klassades som hög.

Tabell 4: Medelhalter för olika ämnen i utsläpps- och recipientkontrollen vid Stormyran-Sidskogen. Färgklassning enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Stormyran-Sidskogen	Referens B	Inlopp	Utlopp	Nedströms B
pH	6,79		6,6	6,88
Alkalinitet mekv/l	0,13		0,25	0,15
N-tot µg/l	284		1080	306
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	22,9		233	29,5
NH ₄ -N µg/l	15,5		302	17
P-tot µg/l	11,9		24,3	11
PO ₄ -P µg/l	3,33		3	3,37
Färg Pt/l	92,7		126	89
Susp-material mg/l	3,4	10	13,8	2,9
TOC mg/l	8,33	12,9	10,9	7,05
Konduktivitet mS/m	2,98		5,21	3,15

Klass



Näsmyran

Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan provtagningspunkterna förelåg för följande variabler:

Referens B – utlopp:

Högre halt i referens B för: färg

Högre halt i utlopp för: alkalinitet, konduktivitet, N-tot, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, P-tot, PO₄-P

Referens B - nedströms B

Högre halt i nedströms B för: NO₂+NO₃-N

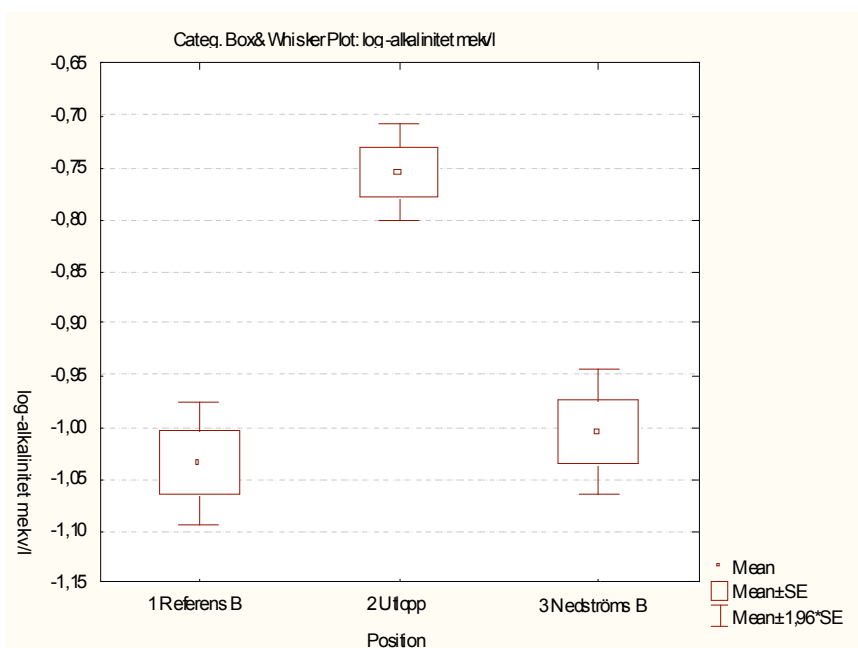
Utlopp – nedströms B:

Högre halt i utlopp för: suspenderat material, alkalinitet, N-tot, NO₂+NO₃-N, NH₄-N, P-tot, PO₄-P, konduktivitet

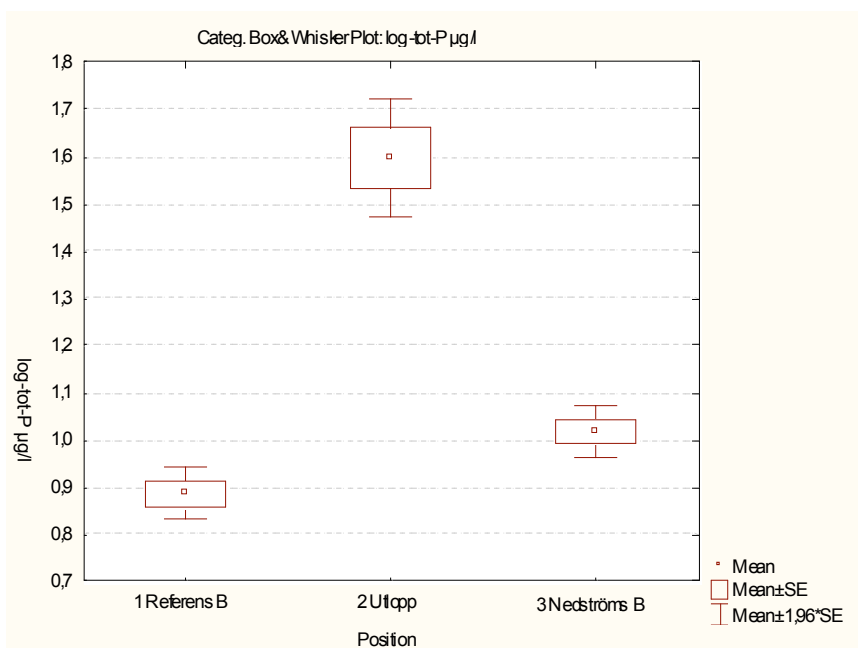
Högre halt i nedströms B för: färg

Inlopp – utlopp:

Högre halt i inlopp för: TOC Endast TOC och suspenderat material har analyserats.



Figur 14: Logaritmen för alkalinitet ($\mu\text{g/l}$) vid de olika provtagningsstationerna i Näsmyran. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.



Figur 15: Logaritmen för P-tot ($\mu\text{g/l}$) vid de olika provtagningsstationerna i Näsmyran. Mean = medelvärde, SE (standard error) = medelavvikelsen från medelvärdet för ett stickprov.

Vattnets buffertkapacitet och total fosforhalt (Figur 14 och 15) ger en tämligen representativ bild för skillnaderna i vattenkemi mellan de olika provtagningspunkterna vid Näsmyran. Utloppet uppvisade statistiskt signifikant högre halter jämfört med referens B och nedströms B för samtliga parametrar förutom för pH och TOC. För referens B och nedströms B var det signifikanta skillnader endast för $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ med högre halter i nedströms punkten. Resultatet indikerar att tälkten vid Näsmyran i huvudsak påverkar recipienten genom tillförsel av $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$. För Näsmyran var det statistiskt signifikant skillnad för TOC mellan utlopp och inlopp. Sedimentationsdammen förefaller att signifikant minska utflödet av TOC från tälkten.

Vattnets surhetstillstånd (pH) klassades som svagt surt vid samtliga provpunkter och samtliga mätstationer bedömdes ha god buffertkapacitet. Totalfosforhalterna var mycket höga vid utloppet och vattnet klassades som eutroft. Nedströms B och referens B hade en måttligt hög totalfosforhalt och vattendragen klassades som mesotrofa. Utloppet från torvtäkten bedömdes ha mycket höga totalkvävehalter, medan nedströms B och referensstation B bedömdes ha måttligt höga totalkvävehalter. Samtliga provpunkter utom utloppet bedöms ha starkt färgat vatten och måttligt hög syretäring mätt som TOC, förutom vid inloppet där syretäringen var hög.

Tabell 5: Medelhalter för olika ämnen i utsläpps- och recipientkontrollen vid Näsmyran. Färgklassning enligt Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Näsmyran	Referens B	Inlopp	Utlopp	Nedströms B
pH	6,72		6,78	6,72
Alkalinitet mekv/l	0,11		0,19	0,11
N-tot µg/l	325		1250	324
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	46,1		364	47,7
NH ₄ -N µg/l	255		554	28,6
P-tot µg/l	8,84		96,2	12,1
PO ₄ -P µg/l	3,2		14,2	3,41
Färg Pt/l	104		84,9	108
Suspenderat material mg/l	2,7	77,2	41,3	4,28
TOC mg/l	8,47	13,3	9,4	11,7
Konduktivitet mS/m	2,73		4,79	2,84

Klass



Diskussion

Provpunkternas placering

Kontrollprogrammen för torvtäkterna i Gävleborgs län har utvecklats under en lång tidsperiod och fokuserar på torvtäckernas påverkan på recipienterna. Den principiellt bästa och mest kostnadseffektiva placeringen av provpunkter för att upptäcka påverkan på recipienten är att ha en provpunkt innan torvtäkten, en i sedimentationsdammens utlopp och en nedströms torvtäkten. Skråttmyrans kontrollprogram (Figur 3) har den bästa utformningen av de torvtäkter som analyserats i det här arbetet. Referens ligger uppströms torvtäkten i samma vattendrag som utloppet och en provpunkt nedströms, som inte påverkas av andra större biflöden. Stormyran-Sidskogen har den näst bästa utformningen (Figur 4) där referensen är placerad i ett vattendrag som rinner igenom samma myr som torvtäkten fast i en opåverkad del av myren. Mellan referensen och stationen nedströms tillrinner torvtäktens vatten, vilket innebär att täktens påverkan på recipienten kan detekteras. Viktigt är att inget annat större biflöde påverkar vattendraget mellan referensen och stationen nedströms i recipienten. Detta problem har utformningen vid Karinmossen (Figur 1) där recipienten påverkas av Getboån som rinner samman med Ålboån innan nedströms B. Utan mätningar i Getboån går det inte att analysera effekten av täkten. Höga flöden i Ålboån skulle dessutom kunna leda till att vatten tränger in i utloppsdiket från Karinmossen och påverkar provresultaten för nedströms A. Även Näsmyrans mätstation vid nedströms B (Figur 5) är placerad så att den påverkas av ett större biflöde som avvattnar jordbruksmark.

Provpunkter som ligger nära utloppet från täkternas sedimentationsdammar (Skråttmyran och Karinmossens provpunkt nedströms A) kan anses onödiga. Denna typ av provpunkt uppvisar stor likhet med antingen utloppet eller efterkommande provstation nedströms. I dagsläget finns ingen provpunkt i utloppet för Karinmossen, utan stationen representeras av provpunkten nedströms A. De statistiska analyser som gjorts visar signifikanta skillnader för de flesta parametrarna med högre medelvärden i Nedströms A än Nedströms B. Provpunkten nedströms A kan således i viss mån uppfylla funktionen av utsläppskontroll, men bättre vore att mäta direkt i utloppet från täkten. Skråttmyrans provpunkt nedströms A skulle fungera bättre som recipientkontroll om den förlades längre nedströms i bäcken. Beroende på hur långt nedströms effekten i recipienten ska studeras kan provpunkten anläggas alltifrån vägövergången vid Näsvalen ned till vägövergången uppströms Åängesvalen. Station nedströms B är mindre bra placerad eftersom den även är påverkad av ett biflöde som inte mäts.

Norrbomuren saknar referensstation, vilket gör att man inte kan göra någon kvantitativ bedömning av hur mycket torvtäkten påverkat recipienten. Av den anledningen diskuteras inte Norrbomuren mera i detta arbete.

Mätprogrammets utformning

I fråga om vilka kemiska parametrar som borde analyseras vid torvtäkterna tycker jag man bör fortsätta med dem som insamlats sedan början av 80-talet.

Vad som ska tas i åtanke när denna diskussion läses är att den baseras på prov som tas endast tre till fem gånger per år och endast under produktionssäsongen. Vid höga flöden under andra tider av året kan eventuellt betydande mängder näring och suspenderat material lämna torvtäkterna utan att det fångas upp av mätprogrammen. För att få en bild av hur suspenderat material påverkar recipienterna bör därför vattenprover tas både vid hög- och lågflöden, d.v.s. även när produktionen vid täkterna inte är igång. Mätprogrammen borde dessutom kompletteras med vattenföringsmätningar för att kunna beräkna hur stora mängder av olika ämnen som lakas ur torvområdet. Detta skulle ge en bättre bild på hur mycket en torvtäkt påverkar recipienten i förhållande till andra källor. Ett lägsta krav borde vara att vattenföringen registreras när man insamlar vattenproverna för att ge en bild av mängden som lakas ut vid olika flöden. Det optimala vore att ta dagliga prover i samband med höst- och vårflöden för att analysera hur stora mängder av de kontrollerade parametrarna som lakas ut under sådana episoder.

Sedimentationsdammarnas funktion

Sedimentationsdammarnas effekt går inte att adekvat analysera med den utformning som kontrollprogrammen har. Vid fyra av fem täkter har endast TOC och mängden suspenderat material i inloppet analyserats. Vid inloppet till sedimentationsdammen vid Skråttmyran analyserades nio av elva parametrar (totalfosfor och fosfat analyserades ej). Statistiskt signifikanta skillnader förelåg för totalkväve och ammonium mellan inlopp och utlopp vid Skråttmyran, med de högre värdena i inloppet. Detta indikerar att sedimentationsdammen minskat tåktens kvävebelastning på recipienten. pH uppvisade också signifikant högre värden i inloppet. Näsmynan uppvisade lägre halter TOC i inloppet jämfört med utloppet, vilket kan tyda på erosion i dammen. Tidigare försök som gjorts av Johansson m.fl., (1991) visade inte på någon fastläggning av närsalter i sedimentationsdammarna, medan suspenderat material uppvisade retention. Ett sätt att påvisa en retention i dammarna är att ta prover i in- och utlopp under en längre tidsperiod med vattenförings mätningar för att se hur stor mängd som tillförs dammen och vilken mängd som lämnar dammen. Lämpligt skulle vara att starta provtagningen i slutet av produktionssäsongen och avsluta provtagningen efter höstens höga flöden.

Skulle övriga sedimentationsdammarna visa samma effekt på totalkväve, ammonium och pH om dessa ämnen hade analyserats? Vilka är effekterna på totalfosfor och fosfat? Om en bättre bild på torvtäkternas sedimentationsdammars funktion eftersträvas, borde analys av samma parametrar i inlopp och utlopp ske som i recipientkontrollen, och med samma frekvens.

Torvtäkternas påverkan på recipienterna

De fyra täkterna som diskuteras vidare i arbetet uppvisade högre halter av totalkväve och ammonium i utloppet från tåkten jämfört med i referensen. Med undantag för Karinmossen var även nitrat- och totalfosforhalterna högre i tåktens utlopp. Vid tre tåkter (se nedan) var konduktivitet, alkalinitet, färg och TOC högre i utloppet än vid referensen medan två tåkter uppvisade högre halter av suspenderat material och fosfat. Därmed kan man förkasta hypotesen att det inte föreligger någon statistisk signifikant skillnad i vattenkemi mellan provpunkterna inom samma torvtäkt.

- Stormyran-Sidskogen hade högre konduktivitet, alkalinitet, färg, TOC, suspenderat material, ammonium, nitrat, nitrit, totalkväve och totalfosfor i utloppet jämfört med referens.
- Karinmossen hade högre konduktivitet, alkalinitet, färg, TOC, ammonium, totalkväve och suspenderat material i utloppet jämfört med referens.
- Skråttmyran hade högre pH, alkalinitet, färg, TOC, ammonium, nitrat-nitrit, totalkväve, fosfat och totalfosfor i utloppet jämfört med referens.
- Näsmyran hade högre konduktivitet, ammonium, nitrat-nitrit, totalkväve, fosfat, totalfosfor och suspenderat material i utloppet jämfört med referens.

Vid dikning av torvmossar sker en ökad mineralisering i torvtäkten vilket medför att läckaget av kväve ökar. Det är framförallt organiskt bundet kväve och ammonium som ökar (Simonson, 1987). Medelhalterna för totalkväve och ammonium varierade i dräneringsvattnet från de olika torvtäktena. Karinmossen och Skråttmyran uppvisade dubbelt så höga halter totalkväve och nästan fyrdubbla halter av ammonium jämfört med övriga täkter. Vilken typ av torv som bryts på torvtäktena kan bidra till variationen av urlakat kväve. Vid mineralisering av den näringsrikare starrtorven frigörs mer kväve än vid mineralisering av näringsfattig vitmossetorv. Halterna nitrit-nitrat och ammonium skilde sig mellan referens och recipient för alla täkter, med högre värden i recipienten, vilket kan bero på nitrifikation i vattendragen. En tidigare studie i Finland visade på att den största förändringen i vattenkvalitet nedströms torvtäkt var förhöjda halter av nitratkväve (Marja-Aho och Koskinen, 1989).

När det organiska materialet i torvtäkten mineraliseras frigörs baskatjoner vilket bidrar till att vattnet får högre alkalinitet och pH (Grip och Rodhe, 1994). Vid dikning av torvmark sker en höjning av vattnets pH ofta med ungefär en enhet (Prévost m.fl., 1999). Ett läckage av basiska ämnen observerades från tre torvtäkten (Stormyran-Sidskogen, Karinmossen och Skråttmyran). Färg och TOC uppvisade också högre halter i utloppen vid dessa täkter. I torvmarkernas övre lager finns det en stor mängd låghumifierad torv som är mer lättnedbrytbar än den höghumifierade torven i de djupare lagren (Grip och Rodhe, 1994). Att dessa torvtäkten urlakar höga halter organiskt material kan bero på en nedbrytning av låghumifierade torv. Generellt uppvisade även referensstationerna höga halter av både färg och TOC, vilket tyder på att avrinningsområdena har höga humushalter.

Dräneringsvattnen från torvtäktena i Näsmyran, Stormyran-Sidskogen, och Skråttmyran uppvisade förhöjda halter totalfosfor jämfört med referenserna. Fosforhalterna styrs av hur mycket gammalt grundvatten som urlakas från torvtäktena och hur stor andel suspenderat material som lämnar täkten (Klöve, 2000). Av de studerade täktena hade utloppet i Näsmyran de högsta medelhalterna totalfosfor och suspenderat material. Samtliga torvtäkten uppvisade skillnader mellan utloppen och någon av de efterkommande provpunkterna för suspenderat material. Skråttmyran stack ut med att ha den högsta halten suspenderat material nedströms B, vilket indikerar att bidraget kommer från det biflöde som mynnar uppströms mätstationen och som inte övervakas. Att det föreligger en skillnad mellan provstationerna kan även bero på att sedimentation kan ha skett. Studier har visat

att suspenderat material sedimenterar nedströms torvtäkterna, ofta med en mineralfraktion närmast torvtäkten och en organisk fraktion längre nedströms i vattendraget (Westling och Bengtsson, 1991).

Vattenkvaliteten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999)

För Karinmossen var det endast kvävestatusen som förändrades i anslutning till torvtäkten. Utloppet och nedströms A uppvisade höga kvävehalter (klass 3) medan nedströms B och referens B hade mycket höga kvävehalter (klass 4). Täckten har följaktligen inte påverkat i sådan omfattning att vattenkvaliteten försämrats enligt Naturvårdsverkets (1999) statusbedömning.

Skråttmyrans totalkvävehalter var höga i nedströms A, nedströms B och referens (klass 3), i utloppet och inloppet var halterna mycket höga (klass 4). Skråttmyrans referens hade en måttligt hög totalfosforhalt (klass 2) medan utlopp och nedströms provpunkter hade höga halter (klass 3). TOC i utloppet klassades som mycket hög halt (klass 5), övriga provpunkter uppvisade höga halter (klass 4). Täckten påverkar recipienten med förhöjda halter av fosfor.

För pH var vattnet i referensen och nedströms torvtäkten svagt sura (klass 2) och värdet i utloppet var nära neutralt. Referensen hade en god buffertkapacitet (klass 2) medan resterande provpunkter (inlopp, utlopp, nedströms A och nedströms B) uppvisade en mycket god buffertkapacitet. Recipienten påverkas med att få en bättre buffringsförmåga och mot ett neutralare pH.

Stormyran-Sidskogens totalkvävehalter varierade från låg halt (klass 1) i referens, till hög halt (klass 3) i utlopp, medan nedströms B hade måttligt höga halter (klass 2). Totalfosfor i referensen uppvisade en låg halt (klass 1), i utlopp en måttligt hög halt (klass 2) medan i nedströms B återfanns en låg halt (klass 1). Färg uppvisade betydligt färgat vatten (klass 4) i referens och nedströms A, och starkt färgat vatten (klass 5) i utloppet. TOC halten i referensen och utloppet var måttligt höga (klass 3), i inloppet återfanns en hög halt (klass 4) medan i nedströms A var halten låg (klass 2). Stormyran-Sidskogen påverkar sin recipient med tillskott av kväve enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Vattnets pH i referens och utlopp var svagt surt (klass 2) och i nedströms B var vattnet nära neutralt (klass 1). Alkaliniteten i referens och nedströms B uppvisade en god buffertkapacitet (klass 2), utloppet låg en klass högre med en mycket god buffertkapacitet (klass 1). Buffertstatusen i utloppet kan leda till förbättring av recipientens buffringsförmåga. Att en klass högre pH återfinns i nedströms B än vid resterande provpunkter kan bero på påverkan från närliggande tillflöde.

Näsmyrans totalkvävehalter i referens och nedströms B var måttligt höga (klass 2), i utloppet var totalkvävehalterna höga (klass 3). Referens och nedströms B hade låga halter (klass 1) av totalfosfor medan utloppet hade mycket höga halter totalfosfor (klass 4). Anmärkningsvärt för färg är att det finns starkt färgat vatten klass 5 i referens och nedströms B medan utloppet har en klass lägre, klass 4 (betydligt färgat vatten), men dock nära gränsen till starkt färgat vatten. För TOC har inloppet en hög halt (klass 4). Utlopp, referens och nedströms B har måttligt hög halt (klass 3).

Nedströms B har en TOC halt på 11, 7 mg/l vilket ligger nära gränsen till en hög halt (12 mg/l) av TOC.

Resultatet av bedömningsgrunderna indikerar att torvtäkterna bidrar till en gödning av recipientvattendragen. Utloppen uppvisar högre totalkvävehalter än referenserna för samtliga torvtäkter, fosfor uppvisar högre halter i utloppen i jämfört med referenserna för tre av täkterna. En täkt (Skråttmyran) uppvisade högre halter av syretärande ämnen (TOC) än referensen. För Stormyran-Sidskogen var vattnet i utloppet mer färgat än resterande provpunkter för den tækten. Om ytterligare reduceringsåtgärder ska vidtas bör dessa göras med avseende på att minska andelen kväve och fosfor som lämnar torvtäkterna.

Sammanfattade förslag till förändringar av kontrollprogrammen

Karinmossens kontrollprogram skulle förbättras om man placerade nedströms A högre upp i utloppsdiket och nedströms B placeras innan sammanflödet med Getboån. Norrbomurens kontrollprogram saknar en referensstation om påverkan på recipient ska bedömas. Om inte lämplig referens går att finna är ett alternativ att avsluta kontrollprogrammet och upprätta ett nytt på en lämpligare torvtäkt. Skråttmyrans nedströms B kan tas bort och nedströms A placeras förslagsvis mellan vägövergången vid Näsullen och vägövergång uppströms Åängesullen. Vattenföringsmätningar bör ske vid samtliga provtillfällen och vattenprover borde tas vid höga flöden även när det inte sker någon produktion på täkterna. Om målet är att adekvat analysera sedimentationsdammarnas funktion bör samtliga parametrar som mäts i utloppet också mätas i inloppet och med samma frekvens.

Referenser

Brady, N.C och Weil, R.R., 2002. The Nature and properties of soil 13th ed. S.21. Prentice Hall, upper saddle river, New Jersey 07458. ISBN 0-13-016763-0

Broberg, A. och Jansson, M. 1994. Abiotiska faktorerers karaktäristika funktion och omsättning i sötvatten. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet. Universitetstryckeriet, Uppsala 2001.

Grip, H. och Rodhe, A. 2000. Vattnets väg från regn till bäck s. 82. Lagerblads tryckeri AB, Karlshamn. ISBN 91 7382 762 2.

Hånell, B. 2006. Dikad skogsmark och myr med djup torv som resurser för uthålligt torvbruk i Sverige, projektrapport Nr 5. Institutionen för skogsskötsel, SLU.

Joensuu, S., Ahti, E. och Vuollekoski, M. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. Scandinavian Journal of Forest Research. ISSN 0282-7581

Klöve, B. 2000. Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. Boreal environment research. ISSN 1239-6095

Klöve, B. 2001. Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. Wat. Res. Vol. 35, No. 2353-2362. Elsevier Science printed in Great Britain.

Lundin, L. och Bergquist, B. 1990. Effects on water chemistry after drainage of a bog for forestry. Hydrobiologia 196: 167-181. Kluwer Academic publishers. Printed in Belgium.

Lundin, L. 1998. Impacts of drainage for forestry on runoff and water chemistry. Dept. of forest soils, Swedish University of Agricultural Science Box 7001, S-750 07 Uppsala, Sweden.

Marja-aho och Koskinen. 1989. Torvproduktionens miljöpåverkan del 1. Ugivning; Stiftelsen Svensk torvforskning . Översatt från finska till svenska av Statens Naturvårdsverk, Umeå 1989.

Niminen, M., Ahti, E., Hannu, N., Joensuu, S. och Vuollekoski, M. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentration in discharge from peat lands drained for forestry. Silva Fennica 39 (3): 331-339.

Prévost, M., Plamondon, A. P. och Belleau, P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. Journal of hydrology 214 p. 130-143. Elsevier Science B.V.

Sallantaus, T. 1985. Nutrient transport in runoff water from Finnish peatland drainage and peat mining areas. Proceeding of the environment'85 international peat society symposium. September 17-20 1985. ELMIA, Jönköping.

Simonsson, P. 1987. Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser, naturvårdsverkets rapport 3270. Fälths tryckeri, Värnamo. ISBN 91-620-3270-4.

Westling, O. och Bengtsson, R. 1991. Effekter av torvtäkter på bäckecosystem i södra Sverige. Rapport IVL B1043.

Wilander, A. 1988. Organiskt material i vatten - en jämförelse av resultat från olika analysmetoder. Vatten 44:217-224.

Åström, M., Aaltonen, E-K. och Koivusaari, J. 2001. Effect of ditching operations on stream-water chemistry in boreal forested catchment. The Science of the Total Environment 279 p.117-129. Elsevier Science B.V.

Möre, H. och Hubbard, L. M. 2003. Stråldoser vid användning av torvbränsle i stora anläggningar. Avdelning för Beredskap och miljöövervakning. SSI rapport. ISSN 0282-4434

Internetadresser

Tukey HSD test. Hämtat 2006-06-09

<http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Hämtat 2006-06-09

www.naturvardsverket.se

Torvfakta Hämtat 2006-06-09

<http://www.torvforsk.se/torvfakta.html>

Torvfakta Hämtat 2006-06-12

<http://www.rasjotorv.se/lang-se/produkter.html>

Torvfakta hämtat den 2006-11-29

http://www.scb.se/templates/tableOrChart_92296.asp

Ett stort TACK till:

Stefan Löfgren (SLU)
Joakim Dahl (Lst Gävleborg)
Jan-Åke Johansson (Lst Gävleborg)
Regina Jönsson m.fl. (Neova)
Lars Lundin (SLU)

För all hjälp!

Bilagor

Bilaga 1

Omräkning av COD_{Cr} till TOC

För att räkna om COD_{Cr} till TOC så användes följande samband: 1 mg/l TOC = 1/3,5 mg/l COD_{Cr} d.v.s 20 mg/l COD_{Cr} = (20/3,5=) 5,71 mg/l TOC

Bilaga 2

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag

Grön färg motsvarar klass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Rapport 4913, Naturvårdsverket).

*Bäst

*Sämst

1	2	3	4	5
---	---	---	---	---

Fosfor i sjöar				
Klass	Benämning	Totalfosfor (µg/l)		Beskrivning
		maj–okt	augusti	
1	Låg halt	< 12,5	< 12,5	Oligotrofi
2	Måttligt hög halt	12,5–25	12,5–23	Mesotrofi
3	Hög halt	25–50	23–45	Eutrofi
4	Mycket hög halt	50–100	45–96	
5	Extremt hög halt	> 100	ej def.	Hypertrofi
Kväve i sjöar				
Klass	Benämning	Totalkväve (µg/l)		
		maj–oktober		
1	Låg halt	< 300		
2	Måttligt hög halt	300–625		
3	Hög halt	625–1250		
4	Mycket hög halt	1250–5000		
5	Extremt hög halt	> 5000		

Organiskt material (syretärande ämnen)			
Klass	Benämning	Halt av TOC eller COD _{Mn} (mg/l)	
1	Mycket låg halt	< 4	
2	Låg halt	4–8	
3	Måttligt hög halt	8–12	
4	Hög halt	12–16	
5	Mycket hög halt	< 16	
Vattenfärg			
Klass	Benämning	Absorbans (vid 420 nm)	Färgtal (mg Pt/l)
1	Ej eller obetydligt färgat vatten	< 0,02	< 10
2	Svagt färgat vatten	0,02–0,05	10–25
3	Måttligt färgat vatten	0,05–0,12	25–60
4	Betydligt färgat vatten	0,12–0,2	60–100
5	Starkt färgat vatten	> 0,2	> 100

Alkalinitet		
Klass	Benämning	Alkalinitet (mekv/l)
1	Mycket god buffertkapacitet	> 0,20
2	God buffertkapacitet	0,10–0,20
3	Svag buffertkapacitet	0,05–0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02–0,05
	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	< 0,02
pH-värde		
Klass	Benämning	pH
1	Nära neutralt	> 6,8
2	Svagt surt	6,5–6,8
3	Måttligt surt	6,2–6,5
4	Surt	5,6–6,2
5	Mycket surt	< 5,6

Bilaga 3

Antal prov/provpunkt

Antal prov per provpunkt som är använda i analyserna som gjorts i projektet.

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Karinmossen, utlopp	N-tot µg/l	48
	NH ₄ -N µg/l	48
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	48
	P-tot µg/l	48
	PO ₄ -P µg/l	9
	TOC mg/l	0
	COD _{CR} mg/l	48
	Suspenderande ämnen mg/l	48
	pH	48
	Alkalinitet mekv/l	48
	Färg mg Pt/l	48
	Konduktivitet mS/m	48
Karinmossen, referens B	N-tot µg/l	84
	NH ₄ -N µg/l	84
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	84
	P-tot µg/l	84
	PO ₄ -P µg/l	44
	TOC mg/l	37
	COD _{CR} mg/l	47
	Suspenderande ämnen mg/l	83
	pH	84
	Alkalinitet mekv/l	82
	Färg mg Pt/l	83
	Konduktivitet mS/m	84
Karinmossen, nedströms A	N-tot µg/l	83
	NH ₄ -N µg/l	79
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	80
	P-tot µg/l	83
	PO ₄ -P µg/l	43
	TOC mg/l	37
	COD _{CR} mg/l	46
	Suspenderande ämnen mg/l	33
	pH	83
	Alkalinitet mekv/l	82
	Färg mg Pt/l	82
	Konduktivitet mS/m	83
Karinmossen, nedströms B	N-tot µg/l	75
	NH ₄ -N µg/l	71
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	72
	P-tot µg/l	75
	PO ₄ -P µg/l	35
	TOC mg/l	37
	COD _{CR} mg/l	38
	Suspenderande ämnen mg/l	73
	pH	75
	Alkalinitet mekv/l	74
	Färg mg Pt/l	72
	Konduktivitet mS/m	75

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Norrbomuren, nedströms A	N-tot µg/l	73
	NH ₄ -N µg/l	68
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	68
	P-tot µg/l	72
	PO ₄ -P µg/l	14
	TOC mg/l	37
	COD _{CR} mg/l	
	Suspenderande ämnen mg/l	74
	pH	73
	Alkalinitet mekv/l	72
	Färg mg Pt/l	73
	Konduktivitet mS/m	73
Norrbomuren, utlopp	N-tot µg/l	53
	NH ₄ -N µg/l	55
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	48
	P-tot µg/l	67
	PO ₄ -P µg/l	14
	TOC mg/l	15
	COD _{CR} mg/l	37
	Suspenderande ämnen mg/l	66
	pH	68
	Alkalinitet mekv/l	68
	Färg mg Pt/l	67
	Konduktivitet mS/m	68
Näsmyran, referens B	N-tot µg/l	70
	NH ₄ -N µg/l	69
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	70
	P-tot µg/l	70
	PO ₄ -P µg/l	28
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	44
	Suspenderande ämnen mg/l	46
	pH	70
	Alkalinitet mekv/l	70
	Färg mg Pt/l	70
Näsmyran, nedströms B	N-tot µg/l	70
	NH ₄ -N µg/l	69
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	70
	P-tot µg/l	70
	PO ₄ -P µg/l	28
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	44
	Suspenderande ämnen mg/l	46
	pH	70
	Alkalinitet mekv/l	66
	Färg mg Pt/l	70

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Näsmyran, utlopp	N-tot µg/l	68
	NH ₄ -N µg/l	67
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	68
	P-tot µg/l	68
	PO ₄ -P µg/l	27
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	43
	Suspenderande ämnen mg/l	44
	pH	68
	Alkalinitet mekv/l	68
	Färg mg Pt/l	68
Skråttmyran, referens A	N-tot µg/l	76
	NH ₄ -N µg/l	81
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	76
	P-tot µg/l	76
	PO ₄ -P µg/l	26
	TOC mg/l	16
	COD _{CR} mg/l	50
	Suspenderande ämnen mg/l	42
	pH	82
	Alkalinitet mekv/l	76
	Färg mg Pt/l	83
	Konduktivitet mS/m	83
Skråttmyran, nedströms A	N-tot µg/l	76
	NH ₄ -N µg/l	82
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	76
	P-tot µg/l	76
	PO ₄ -P µg/l	26
	TOC mg/l	16
	COD _{CR} mg/l	50
	Suspenderande ämnen mg/l	38
	pH	81
	Alkalinitet mekv/l	74
	Färg mg Pt/l	84
	Konduktivitet mS/m	84
Skråttmyran, nedström B	N-tot µg/l	76
	NH ₄ -N µg/l	82
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	76
	P-tot µg/l	76
	PO ₄ -P µg/l	26
	TOC mg/l	16
	COD _{CR} mg/l	50
	Suspenderande ämnen mg/l	38
	pH	83
	Alkalinitet mekv/l	76
	Färg mg Pt/l	84
	Konduktivitet mS/m	84

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Skråttmyran, utlopp	N-tot µg/l	27
	NH ₄ -N µg/l	26
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	27
	P-tot µg/l	27
	PO ₄ -P µg/l	27
	TOC mg/l	18
	COD _{CR} mg/l	0
	Suspenderande ämnen mg/l	18
	pH	27
	Alkalinitet mekv/l	27
	Färg mg Pt/l	27
	Konduktivitet mS/m	27
Stormyran-Sidskogen, nedströms B	N-tot µg/l	129
	NH ₄ -N µg/l	127
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	129
	P-tot µg/l	129
	PO ₄ -P µg/l	35
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	94
	Suspenderande ämnen mg/l	66
	pH	129
	Alkalinitet mekv/l	128
	Färg mg Pt/l	129
	Konduktivitet mS/m	129
Stormyran-Sidskogen, referens B	N-tot µg/l	74
	NH ₄ -N µg/l	73
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	74
	P-tot µg/l	74
	PO ₄ -P µg/l	26
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	48
	Suspenderande ämnen mg/l	42
	pH	74
	Alkalinitet mekv/l	74
	Färg mg Pt/l	74
	Konduktivitet mS/m	74
Stormyran-Sidskogen, utlopp	N-tot µg/l	64
	NH ₄ -N µg/l	64
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	64
	P-tot µg/l	64
	PO ₄ -P µg/l	17
	TOC mg/l	17
	COD _{CR} mg/l	47
	Suspenderande ämnen mg/l	41
	pH	63
	Alkalinitet mekv/l	63
	Färg mg Pt/l	64
	Konduktivitet mS/m	63

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Karinmossen, inlopp	pH	1
	Alkalinitet mekv/l	1
	N-tot µg/l	1
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	2
	NH ₄ -N µg/l	1
	P-tot µg/l	1
	PO ₄ -P µg/l	0
	Färg mg Pt/l	1
	Suspenderande ämnen mg/l	48
	TOC mg/l	48
	Konduktivitet mS/m	1
Norrbomuren, inlopp	pH	20
	Alkalinitet mekv/l	2
	N-tot µg/l	2
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	0
	NH ₄ -N µg/l	0
	P-tot µg/l	1
	PO ₄ -P µg/l	0
	Färg mg Pt/l	5
	Suspenderande ämnen mg/l	37
	TOC mg/l	52
	Konduktivitet mS/m	1
Näsmyran, inlopp	pH	16
	Alkalinitet mekv/l	19
	N-tot µg/l	16
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	17
	NH ₄ -N µg/l	15
	P-tot µg/l	16
	PO ₄ -P µg/l	16
	Färg mg Pt/l	16
	Suspenderande ämnen mg/l	28
	TOC mg/l	42
	Konduktivitet mS/m	16
Skråttmyran, inlopp	pH	99
	Alkalinitet mekv/l	90
	N-tot µg/l	89
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	88
	NH ₄ -N µg/l	86
	P-tot µg/l	18
	PO ₄ -P µg/l	18
	Färg mg Pt/l	98
	Suspenderande ämnen mg/l	86
	TOC mg/l	148
	Konduktivitet mS/m	98

Provpunkt	Parameter	Antal prov
Stormyran-Sidskogen, inlopp	pH	23
	Alkalinitet mekv/l	23
	N-tot µg/l	23
	NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	22
	NH ₄ -N µg/l	22
	P-tot µg/l	23
	PO ₄ -P µg/l	23
	Färg mg Pt/l	23
	Suspenderande ämnen mg/l	33
	TOC mg/l	46
	Konduktivitet mS/m	23